



**Universidad Nacional Mayor de San Marcos**

**Universidad del Perú. Decana de América**

**Facultad de Ciencias Biológicas**

**Escuela Profesional de Ciencias Biológicas**

**Influencia de las variables ambientales sobre la  
comunidad de coleópteros acuáticos en los Pantanos de  
Villa, Lima, Perú**

**TESIS**

Para optar el Título Profesional de Bióloga con mención en  
Zoología

**AUTOR**

Carolina Aymeé CÓRDOVA TELLO

**ASESOR**

Dra. Ana Asunción HUAMANTINCO ARAUJO

Lima, Perú

2020



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

## Referencia bibliográfica

---

Córdova, C. (2020). *Influencia de las variables ambientales sobre la comunidad de coleópteros acuáticos en los Pantanos de Villa, Lima, Perú*. Tesis para optar el título de Bióloga con mención en Zoología. Escuela Profesional de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.

---

## Hoja de metadatos complementarios

Código ORCID del autor	0000-0001-8040-3640
DNI o pasaporte del autor	47317072
Código ORCID del asesor	0000-0001-6558-1326
DNI o pasaporte del asesor	09197024
Grupo de investigación	Biodiversidad y ecología de ambientes acuáticos continentales.
Agencia financiadora	Universidad Nacional Mayor de San Marcos Vicerrectorado de Investigación y Posgrado VRIP código: B17100301
Ubicación geográfica donde se desarrolló la investigación	Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú. Coordenadas geográficas (obligatorio).
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2017-2018
Disciplinas OCDE	Zoología, Ornitología, Entomología, ciencias biológicas del comportamiento <a href="https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.11">https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.11</a> Biología marina, Biología de agua dulce, Limnología <a href="https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.12">https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.12</a> Ecología <a href="https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13">https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13</a>



**Universidad Nacional**

(Universidad del Perú, Decana de América)

**Mayor de San Marcos**

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**ACTA DE SESIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE  
BIÓLOGA CON MENCIÓN EN ZOOLOGÍA  
(MODALIDAD: SUSTENTACIÓN VIRTUAL DE TESIS)**

Siendo las 17:15 horas del 29 de diciembre de 2020, en el Salón de Grados Virtual, mediante la herramienta MEET de Google con enlace <https://meet.google.com/rjg-wqhb-hwa>, el jurado formado por los profesores que suscriben, se dio inicio a la sesión para optar al Título Profesional de Bióloga con mención en **Zoología** de **CAROLINA AYMEÉ CÓRDOVA TELLO**.

Luego de dar lectura y conformidad al expediente N° UNMSM-20200034243, la titulando expuso su tesis: **“INFLUENCIA DE LAS VARIABLES AMBIENTALES SOBRE LA COMUNIDAD DE COLEÓPTEROS ACUÁTICOS EN LOS PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERÚ”**, y el Jurado efectuó las preguntas del caso calificando la exposición con la nota 19 , calificativo: **APROBADO CON MÁXIMOS HONORES**

Finalmente, el expediente será enviado a la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas y al Consejo de Facultad para que se apruebe otorgar el Título Profesional de Bióloga con mención en **Zoología** a **CAROLINA AYMEÉ CÓRDOVA TELLO** y se eleve lo actuado al Rectorado para conferir el respectivo título, conforme a ley.

Siendo las 18:50 horas se levantó la sesión.

Ciudad Universitaria, 29 de diciembre de 2020.



**UNMSM**

Firmado digitalmente por SILVA  
DAVILA Diana Fernanda FAU  
20148092282 soft  
Motivo: Soy el autor del documento  
Fecha: 22.01.2021 21:41:37 -05:00

**Dra. DIANA SILVA DAVILA**  
(PRESIDENTA)

**Dra. ANA HUAMANTINCO ARAUJO**  
(ASESORA)

**Dra. MABEL ALVARADO GUTIERREZ**  
(MIEMBRO)

**Mg. JERRY ARANA MAESTRE**  
(MIEMBRO)

*A mi mamá, Isabel,  
por su constante lucha durante años,  
por su amor, entrega, sacrificios,  
paciencia, dedicación, tiempo y el  
infinito apoyo que me da;  
porque pase lo que pase,  
siempre me desea lo mejor.*

*A mi tía Betty,  
nuestra primera sanmarquina,  
por su incansable apoyo y preocupación  
más allá de lo académico e individual,  
porque al ser un ejemplo a seguir,  
es también una motivación constante.*

*A mi tía Carmen,  
también sanmarquina,  
por siempre mostrarme su apoyo, cariño  
y preocupación porque siga mejorando,  
sobre todo en lo profesional y familiar.*

*A quienes estén iniciándose  
en el mundo de los macroinvertebrados.*

## **AGRADECIMIENTOS**

El primer agradecimiento es para mi asesora, la Dra. Ana Huamantínco, por aceptar ser mi guía en este proceso, por la paciencia, los aportes, la orientación, las publicaciones y contactos que me facilitó con otros especialistas, por el soporte y confianza que me ha dado hasta ahora y sobre todo por confiar en mí hasta el término de esta tesis.

A los biólogos Jorge Peralta y Rodolfo Castillo por ayudarme con el tratamiento de datos, identificaciones taxonómicas, el inicio de los análisis estadísticos y las primeras revisiones de redacción, además de proporcionarme publicaciones indispensables para este trabajo y ser parte del diseño de muestreo y las salidas de campo.

Al equipo que realizó las colectas de macroinvertebrados y triaje inicial de muestras, el Ing. José Junco (Jefe Oficina de Investigación Científica y Desarrollo de Proyectos de los Pantanos de Villa en 2017) y los integrantes del Laboratorio de Invertebrados Acuáticos (Labinac) y personal asociado: Nataly Concha, Jessica Villanueva, Adriana Laurent, José Martínez, Claudia Querebalú, Lucía Ramos, Paolo Gambini, Pepe Obregón, Yessenia Rodríguez, José Carreño, Ronald Fernández, Jimena Huamaní, Katherin Mamani, Laura Trujillo, Juan García, Debra Moya, Jhoany Mallqui, Angie Regalado y especialmente a Manuel Silva, a quien además agradezco por su paciencia para absolver mis constantes preguntas, sobre todo acerca de la parte estadística, y por explicarme desde la teoría y de manera sencilla, porque no pierda ese compañerismo y gusto por la enseñanza y constante aprendizaje.

Al geógrafo Manuel Rodríguez por proporcionar el mapa del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa mostrando las estaciones de muestreo.

A los investigadores Douglas Post del Aquatic Bioassessment Laboratory (California) por su constante apoyo para las identificaciones de la familia Dytiscidae; Cheryl Barr, Liliana Fernández, Patricia Torres y Jennifer Giron, por su ayuda para las identificaciones de la familia Hydrophilidae.

A David de las Casas por iniciarme en el mundo de los macroinvertebrados con paciencia y cariño, porque junto con Juan Pablo Miñano sembraron en mí esas semillas de conocimiento y me ayudaron a dar rienda suelta a mi gusto por los insectos.

A Juan Carlos López, amigo y jefe del Laboratorio de Toxinas e Hidrobiología de CERPER S.A. por permitirme organizarme entre lo laboral y académico y por su forma de incentivar a seguir avanzando con esta tesis; además de Brenda Reyes y Lady Ramos, su amistad y confianza me han impulsado a seguir adelante con este trabajo.

A Stefany, Gabi, Isa, Yomara, Meche y Enzo, porque desde el pregrado son mis principales ejemplos de lo que es trabajar en un laboratorio, casi siempre sin horarios de ingreso ni salida, pero sobre todo con organización y mucha pasión por trabajar en lo que a uno le gusta, sin mencionar su amistad y las tantas anécdotas compartidas.

A Estefanía Torrejón y Guillermo Romero por ayudarme con las traducciones.

A los miembros del jurado de tesis: Dra. Diana Silva, Dra. Mabel Alvarado y Mg. Jerry Arana por sus invaluable aportes para mejorar esta tesis tanto desde el punto de vista de redacción como de calidad de contenido.

A la UNMSM, mi querida *alma mater*, y a mis profesores de pregrado porque me enseñaron a querer cada vez más esta bonita carrera.

A mi único hermano, Norman Sánchez, porque seguir sus pasos académicos fue mi principal meta, y aunque él es ingeniero, sospecho que su gusto por los documentales de fauna y ecosistemas fue un factor importante para mi desarrollo profesional.

A la principal responsable de todo esto: Isabel Tello, a quien las palabras “madre” o “padre” le quedarían chicas. Su gran paciencia y apoyo va mucho más allá de lo académico y hacer una lista de cosas por las que agradecerle excederían por mucho las dos páginas de esta sección. A ella solo le puedo decir “¡GRACIAS, MA!” porque luego de eso, todo queda chico.



## ÍNDICE

<b>I. INTRODUCCIÓN</b>	<b>1</b>
I.1. Introducción	1
I.2. Planteamiento del problema	2
I.3. Objetivos	3
General	3
Específicos	3
I.4. Importancia y alcance de la investigación	3
I.5. Limitaciones de la investigación	4
<b>II. REVISIÓN LITERARIA</b>	<b>5</b>
II.1. Marco teórico	5
Humedales: Refugio de biodiversidad	5
Humedales costeros en el Perú: situación actual	6
Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa (RVSLPV)	7
Coleópteros acuáticos en humedales	9
II.2. Antecedentes del estudio	13
II.3. Definición de términos	15
<b>III. HIPÓTESIS Y VARIABLES</b>	<b>16</b>
III.1. Hipótesis	16
III.2. Variables	16
III.3. Operacionalización de las variables	16

<b>IV. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>18</b>
<b>IV.1. Área de estudio</b>	<b>18</b>
Hidrología	18
Hábitats	18
Tipos de zonas y comunidades vegetales	19
Cuerpos de agua	20
<b>IV.2. Diseño de investigación</b>	<b>22</b>
Estaciones de muestreo	24
<b>IV.3. Población y muestra</b>	<b>36</b>
<b>IV.4. Procedimientos, Técnicas e instrumentos de recolección de información</b>	<b>36</b>
<b>IV.4.1. Variables fisicoquímicas del agua</b>	<b>36</b>
<b>IV.4.2. Colecta de coleópteros acuáticos</b>	<b>37</b>
<b>IV.4.3. Tratamiento del material en el laboratorio</b>	<b>37</b>
<b>IV.5. Análisis de datos</b>	<b>38</b>
<b>IV.5.1. Composición de la comunidad de coleópteros acuáticos</b>	<b>38</b>
<b>IV.5.2. Riqueza específica (S) y abundancia de coleópteros</b>	<b>39</b>
<b>IV.5.3. Estructura Comunitaria</b>	<b>39</b>
<b>IV.5.4. Análisis multivariados</b>	<b>41</b>
<b>V. RESULTADOS</b>	<b>44</b>
<b>V.1. Caracterización fisicoquímica del agua</b>	<b>44</b>
<b>V.1.1. Análisis de componentes principales (ACP)</b>	<b>46</b>
<b>V.2. Identificación taxonómica</b>	<b>47</b>
<b>V.3. Composición de coleópteros acuáticos</b>	<b>50</b>
<b>V.4. Estructura comunitaria</b>	<b>54</b>
<b>V.4.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H')</b>	<b>54</b>

<b>V.4.2.</b> Índice de equidad de Pielou ( $J'$ )	56
<b>V.5.</b> Distribución espacial y temporal de coleópteros acuáticos	58
<b>V.5.1.</b> Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS)	58
<b>VI.5.2.</b> Análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de similitud porcentual (SIMPER).	59
<b>V.6.</b> Influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución espacio-temporal del orden Coleoptera	60
<b>V.6.1.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	60
<b>VI.6.2.</b> Correlación de Spearman	62
<b>VI. DISCUSIÓN</b>	63
<b>VI.1.</b> Caracterización fisicoquímica del agua	63
<b>VI.2.</b> Identificación de coleópteros acuáticos	65
<b>VI.3.</b> Composición y distribución de la comunidad de coleópteros acuáticos	70
<b>VI.4.</b> Influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución de los coleópteros acuáticos	72
<b>VII. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES</b>	76
<b>VII.1.</b> Conclusiones	76
<b>VII.2.</b> Recomendaciones	77
<b>VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	78
<b>IX. ANEXOS</b>	95

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Operacionalización de las variables del trabajo de investigación.	17
<b>Tabla 2.</b> Ubicación de las estaciones de muestreo utilizando el Sistema de referencias de Coordenadas WGS 84 /UTM zona 18S.	22
<b>Tabla 3.</b> ACP: Autovalores y porcentaje de variación explicados por los componentes principales (CP) para las lagunas de los Pantanos de Villa; valores de los autovectores para cada una de las 5 variables fisicoquímicas en cada CP.	47
<b>Tabla 4.</b> Composición, riqueza y abundancia de coleópteros acuáticos en los Humedales de Villa (Lima, Perú) por estación de muestreo, Julio 2017-febrero 2018.	53
<b>Tabla 5.</b> Valores de los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') y equidad de Pielou (J') para cada estación y laguna de los Pantanos de Villa.	55
<b>Tabla 6.</b> Autovalores y varianza de los ejes formados por el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y significancia (valor p) según la prueba de Montecarlo.	62
<b>Tabla 7.</b> Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, julio 2017 a febrero 2018.	62

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú.	23
<b>Figura 2.</b> Estación Delicias A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	24
<b>Figura 3.</b> Estación Delicias B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	25
<b>Figura 4.</b> Estación Génesis A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	26
<b>Figura 5.</b> Estación Génesis B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	27
<b>Figura 6.</b> Estación Marvilla A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	28
<b>Figura 7.</b> Estación Marvilla B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	29
<b>Figura 8.</b> Estación Mayor A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	30
<b>Figura 9.</b> Estación Mayor B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	31
<b>Figura 10.</b> Estación Refugio A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	32
<b>Figura 11.</b> Estación Refugio B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	33
<b>Figura 12.</b> Estación Sur A, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	34
<b>Figura 13.</b> Estación Sur B, Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).	35
<b>Figura 14.</b> Barras de error típico de las principales variables fisicoquímicas al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en los Pantanos de Villa.	45
<b>Figura 15.</b> Diagrama de ordenación de los primeros dos ejes del análisis de componentes principales (ACP) de lagunas y variables fisicoquímicas.	46
<b>Figura 16.</b> Edeago de <i>Desmopachria challeti</i> .	48

<b>Figura 17.</b> Edeago de <i>Hydraena quechua</i> .	48
<b>Figura 18.</b> Principales características de <i>Enochrus</i> sp. 1.	49
<b>Figura 19.</b> Principales características de <i>Enochrus</i> sp. 2.	49
<b>Figura 20.</b> Barras de error típico de la riqueza específica al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.	51
<b>Figura 21.</b> Abundancia de las familias de coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú), julio 2017-febrero 2018.	52
<b>Figura 22.</b> Barras de error típico de la abundancia de especies al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.	54
<b>Figura 23.</b> Barras de error típico del índice de diversidad de Shannon-Wiener al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.	56
<b>Figura 24.</b> Barras de error típico del índice de equidad de Pielou al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.	57
<b>Figura 25.</b> Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS) para la abundancia de coleópteros acuáticos por lagunas en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).	58
<b>Figura 26.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los coleópteros acuáticos y variables ambientales en 5 lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).	61

## RESUMEN

Los humedales son ecosistemas que albergan una gran biodiversidad y brindan múltiples beneficios a la sociedad. Los Pantanos de Villa tienen una importancia especial al ser el único humedal costero en Lima rodeado por zonas urbanas, lo que lo convierte en un refugio de vida en medio de la ciudad. A pesar de que muchos artrópodos habitan estos humedales, las investigaciones previas realizadas en estos ambientes se han centrado, básicamente, en la flora y avifauna. El objetivo de este trabajo fue determinar las relaciones entre las especies de coleópteros acuáticos y las variables fisicoquímicas del agua en diferentes lagunas de Los Pantanos de Villa. Se evaluaron seis lagunas dentro del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, estableciendo dos estaciones en cada una durante cuatro campañas de muestreo entre julio del 2017 y febrero del 2018. Se identificaron 13 especies de coleópteros acuáticos pertenecientes a las familias Dytiscidae, Hydrophilidae e Hydraenidae, incluyendo dos nuevos registros para Perú: *Desmopachria challeti* K. B. Miller e *Hydraena quechua* Perkins. Las pruebas estadísticas de Kruskal-Wallis para la riqueza de especies y abundancia, al igual que los análisis de similitud (ANOSIM) y de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS), indicaron que existen diferencias significativas a nivel espacial, pero no temporal. Las variables fisicoquímicas con mayor influencia en la comunidad de coleópteros acuáticos fueron la conductividad eléctrica (CE), el potencial de Hidrógeno (pH) y la turbidez. Se identificó una respuesta diferenciada en cada familia con respecto a las condiciones fisicoquímicas del agua. La familia Dytiscidae mostró tolerancia a pH alcalinos y a rangos restringidos de CE; Hydrophilidae presentó gran tolerancia a niveles altos de CE y a turbidez baja a moderada; mientras que Hydraenidae no presentó una respuesta clara a nivel de familia, ya que sus especies muestran adaptaciones diferenciadas a las condiciones ambientales.

**Palabras clave:** Coleoptera, humedales costeros, *Desmopachria challeti*, *Hydraena quechua*, Pantanos de Villa.

## ABSTRACT

Wetlands are highly diverse ecosystems that provide a myriad of benefits to society. Pantanos de Villa is a site of particular importance as the only coastal wetland surrounded by urban areas in Lima, which makes it a wildlife refuge amidst the city. Although many arthropods inhabit wetlands, prior studies have mainly focused on flora and avifauna. The objective of this work was to determine relationships between the aquatic beetles species and the physico-chemical parameters of the water in different lagoons of Pantanos de Villa. Six lagoons within Pantanos de Villa Wildlife Refuge were evaluated, establishing two stations on each lagoon, sampled during four campaigns between July 2017 and February 2018. Thirteen species of aquatic beetles from the families Dytiscidae, Hydrophilidae, and Hydraenidae were identified, including two new distribution records for Peru: *Desmopachria challeti* K. B. Miller and *Hydraena quechua* Perkins. Kruskal-Wallis statistical tests for abundance and species richness, in addition to analyses of similarity (ANOSIM) and non-parametric multidimensional scaling (nMDS), found significant differences at the spatial, but not temporal, level. Electrical conductivity, Hydrogen potential (pH) and turbidity were the physico-chemical parameters with greatest influence for the aquatic beetle community. Each family presented different responses to the water physico-chemical variations. Dytiscidae exhibited tolerance alkaline pH and restricted limits of electrical conductivity; Hydrophilidae showed high tolerance to high levels of electrical conductivity, and low to moderate turbidity; on the other side, at family level, Hydraenidae did not exhibit a clear answer because its species have different adaptations to environmental conditions.

**Key words:** Coleoptera, coastal wetlands, *Desmopachria challeti*, *Hydraena quechua*, Pantanos de Villa.



## **I. INTRODUCCIÓN**

### **I.1. Introducción**

Los humedales constituyen uno de los ecosistemas más valiosos del planeta debido a los servicios que brindan a la sociedad, por ejemplo, recursos hídricos, mantenimiento de la biodiversidad y regulación ecosistémica, además de su importancia socioeconómica para las poblaciones locales. En la actualidad hay más de 2 200 sitios Ramsar en todo el mundo, abarcando más de 2,1 millones de kilómetros cuadrados (Ramsar Sites Information Service, 2014a). Estos ecosistemas son uno de los de mayor productividad en el mundo y juegan un papel muy importante en el mantenimiento y la regulación hídrica de las cuencas hidrográficas, estuarios y aguas costeras, regulando, por ejemplo, la disponibilidad del agua, mitigación de impactos por inundaciones, absorción de contaminantes y retención de sedimentos. Los humedales también presentan un gran potencial turístico por su valor paisajístico y por ser importantes en el ámbito de la educación y la investigación (MINAM, 2015).

Los humedales en el Perú están ubicados en las vertientes del Pacífico, el Atlántico y el Titicaca y ocupan una extensión total de aproximadamente 8 millones de hectáreas (MINAM, 2012), distribuidas principalmente en zonas rurales. Este tipo de ecosistemas prestan servicios ambientales fundamentales para las comunidades locales: amortiguan los pulsos hidrológicos e influyen en los ciclos biogeoquímicos (Rangel, 2005), además de actuar como refugio de biodiversidad, influir en el control de la erosión y servir como centro de turismo y recreación (Moss, 2006).

Gracias a las investigaciones sobre aves acuáticas en humedales, se sabe de la estrecha y vital relación de estos ambientes con dichas comunidades; sin embargo, se desconoce la relación entre los humedales y otras comunidades como la de los macroinvertebrados acuáticos, lo que se convierte en tema de interés sabiendo que estos presentan diferentes patrones de diversidad con respecto a las aves (Guareschi,

2015) y que aproximadamente el 60% de los invertebrados de agua dulce son insectos (Balian *et al.*, 2008). Los coleópteros, por estar asociados con formaciones vegetales, presentan gran abundancia y diversidad ecológica, además de rangos de distribución restringidos y alto endemismo, constituyendo buenos indicadores de la biodiversidad de un territorio (Vergara *et al.*, 2006).

## **I.2. Planteamiento del problema**

A pesar de la gran diversidad que alberga este tipo de ecosistemas, los trabajos realizados en el Perú desde el punto de vista ecológico en coleópteros acuáticos son escasos. Los pocos realizados corresponden a ambientes lóticos (Sajamí, 2015 y Huanachin & Huamantínco, 2018) y son identificados hasta los niveles taxonómicos de familia o género (Betancourth, 2007; Rivera *et al.*, 2010), siendo quizá el trabajo de Bustamante (2018) en la región Cusco el más extenso al incluir tanto ambientes lóticos como lénticos y llegando al nivel de especie en la mayoría de casos. En ambientes lénticos, Iannacone *et al.* (2003), Peralta y Huamantínco (2014) y Castillo y Huamantínco (2020) presentan algunos géneros y especies de coleópteros acuáticos encontrados en humedales costeros de la Región Lima, pero sin mayor énfasis en sus relaciones con los factores fisicoquímicos a nivel de especie.

Este estudio se llevó a cabo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, un Área Natural Protegida (ANP) con el fin de conservar una muestra representativa de los Pantanos del Desierto Pacífico Subtropical, incluyendo importantes comunidades vegetales representativas de los humedales costeros, así como la avifauna migratoria y residente, con énfasis en las especies con algún grado de amenaza (SERNANP, 2016). Esta ANP está reconocida como un “Humedal de Importancia Internacional o Sitio Ramsar”.

### **I.3. Objetivos**

#### **General**

- Determinar las relaciones entre las especies de coleópteros acuáticos y las variables fisicoquímicas del agua en diferentes lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

#### **Específicos**

- Examinar la composición de especies del orden Coleoptera en las lagunas Delicias, Génesis, Marvilla, Mayor, Refugio y Sur del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.
- Evaluar la estructura comunitaria de los coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.
- Identificar la distribución espacial de los coleópteros acuáticos en las lagunas Delicias, Génesis, Marvilla, Mayor, Refugio y Sur del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.
- Determinar la influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

### **I.4. Importancia y alcance de la investigación**

La importancia de este estudio radica, básicamente, en tres puntos: (1) evaluación de una comunidad específica de organismos (al centrarnos solo en los coleópteros acuáticos) para determinar su sensibilidad a cambios en las variables fisicoquímicas, a diferencia de otras investigaciones que estudian macroinvertebrados en general o evalúan toda la entomofauna acuática del lugar, (2) contribución al conocimiento de la autoecología de las especies de coleópteros acuáticos presentes en el país y (3) mejoramiento de la taxonomía de grupos poco conocidos al poner especial empeño en

obtener resultados a nivel de especie, o cuando no es posible, identificación de morfotipos diferenciados.

### **I.5. Limitaciones de la investigación**

Una importante limitante fue la falta de investigaciones taxonómicas sobre los coleópteros acuáticos en el neotrópico, ya que algunos géneros representan un gran reto al intentar identificarlos a nivel de especie, ya sea por la variedad de fenotipos que presentan o por la falta de información a nivel de especie.

Si bien el objetivo de este estudio solo requería la medición de los principales parámetros fisicoquímicos, se habrían obtenido resultados más completos y mejor explicados de haber evaluado también la influencia de la vegetación acuática y algunos parámetros hidrológicos, pero los recursos logísticos y humanos no permitieron ampliar las variables de estudio.

Otra de las principales limitantes fue la poca literatura científica disponible para la discusión de los resultados, dejando varios hallazgos por corroborar o refutar. Hacen falta más investigaciones tanto sobre coleópteros acuáticos en humedales, como acerca de su relación con las variables fisicoquímicas, no solo para el Perú sino incluso para el neotrópico.

## II. REVISIÓN LITERARIA

### II.1. Marco teórico

#### **Humedales: Refugio de biodiversidad**

Los humedales son, según la definición de la convención de Ramsar, áreas de pantanos, turberas o agua, ya sean naturales o artificiales, permanentes o temporales, con agua estática o fluyente, fresca, salobre o salada, incluyendo áreas de agua marina cuya profundidad durante la marea baja no excede seis metros (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2013). Pero otra definición, quizá más aceptable y completa desde el punto de vista ecológico, sería la de la *Water Framework Directive* en Europa (WFD CIS, 2003), que define a los humedales como ecosistemas heterogéneos pero distintivos que se desarrollan naturalmente o son producto de actividades humanas. Sus funciones biogeoquímicas dependen notablemente de una inundación superficial constante o periódica por agua dulce, salobre o salina, o saturación en o cerca de la superficie del sustrato. Se caracterizan por aguas estancadas o de movimiento lento. Las características comunes incluyen suelos hídricos, microorganismos, vegetación y fauna hidrófilas e higrófilas, adaptadas a procesos químicos y biológicos que reflejan inundaciones periódicas o permanentes (WFD CIS, 2003).

Los humedales son vitales para la supervivencia humana. Son uno de los entornos más productivos del mundo, y son cunas de biodiversidad y fuentes de agua y productividad primaria de las que innumerables especies vegetales y animales dependen para subsistir (Ramsar Sites Information Service, 2014b). El desarrollo urbano e industrial ha impactado negativamente en la conservación de los humedales, lo que obliga a ejercer una gestión sustentable de estos ambientes (Rivera & Pinilla, 2013). Es debido a la creciente pérdida y degradación de estos hábitats, que el 3 de febrero de 1971 los representantes de 18 naciones firmaron la “Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas” en la ciudad

iraní de Ramsar y posteriormente se empezaron a designar “Sitios Ramsar” en todo el mundo. La Convención entró en vigor en Perú el 30 de marzo de 1992.

### **Humedales costeros en el Perú: situación actual**

El Perú tiene actualmente 13 sitios designados como humedales de importancia internacional (Sitios Ramsar), con una superficie de 6 784 041 hectáreas, cinco de los cuales corresponden a humedales costeros: el Santuario Nacional Los manglares de Tumbes (Tumbes), los manglares de San Pedro de Vice (Piura), el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima), la Reserva Nacional de Paracas (Ica) y el Santuario Nacional Lagunas de Mejía (Arequipa); siendo Los Pantanos de Villa el único humedal urbano reconocido como un ANP, lo que le otorga especial relevancia para la recreación, la educación ambiental y la conciencia pública dada su ubicación en Lima (Ramsar Sites Information Service, 2014c); además, los humedales urbanos hacen que las ciudades sean habitables ya que reducen el impacto de las inundaciones al actuar como esponjas gigantes, también mejoran la calidad del aire gracias a la abundante vegetación, esta última trabaja en conjunto con el limo en la mejora de la calidad del agua tratando los desechos y actuando como filtro para toxinas nocivas, pesticidas agrícolas y desechos industriales (Ramsar Sites Information Service, 2018).

A pesar de los beneficios y servicios que brindan los humedales, especialmente en el ámbito urbano, estos se encuentran permanentemente bajo diferentes amenazas, como la pérdida de hábitat debido a la expansión urbana (Pulido & Bermúdez, 2018), los cambios en la distribución de la cobertura vegetal, el sobreuso de recursos, la desaparición de especies por la sobreutilización de los recursos hidrobiológicos y por la introducción de especies exóticas que modifican el ecosistema, además de las fuentes de contaminación antrópica como el desmonte o los residuos sólidos (Gobierno Regional de Lima, 2017).

## **Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSLPV)**

Su declaración como ANP sucedió en el año 1989 mediante la Resolución Ministerial N° 00144-89-AG/DGFF. En enero de 1997 fue reconocida por la convención Ramsar como "Humedal de importancia Internacional o Sitio Ramsar" especialmente como hábitat de aves acuáticas. Posteriormente, en setiembre del 2006, recibió la categoría definitiva de Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa publicada en el Decreto Supremo N°055-2006-AG. La creación de esta ANP tiene como objetivo principal conservar una muestra representativa de los Pantanos del Desierto Pacífico Subtropical, incluyendo importantes comunidades vegetales representativas de los humedales costeros, así como la avifauna migratoria y residente haciendo énfasis en las especies con algún grado de amenaza.

Actualmente, el refugio se encuentra administrado por la Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa (PROHVILLA) y es un espacio público destinado al turismo, recreación, educación e investigación científica. Se encuentra gestionado por el Estado, en coordinación con las comunidades aledañas. Es en el contexto de promover el turismo y educación, se han definido circuitos turísticos dentro del ANP cuyo recorrido permite el acceso a pie a lagunas como Mayor, Marvilla y Génesis, incluyéndose la navegación en bote para esta última (PROHVILLA, 2015).

El Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa está conformado por una serie de lagunas costeras con agua salobre y abundante vegetación emergente. El humedal está situado en el desierto y la principal fuente de agua es de origen subterráneo (Ramsar Sites Information Service, 2014b). Alberga aproximadamente 210 especies de aves, 13 de peces y 5 de anfibios y reptiles (SERNANP, 2020). Su valor reside en que presenta especies características únicas del Desierto Costero; además, es un sitio de descanso crítico para aves con rutas migratorias a lo largo del Pacífico Sur, como sucede con las familias Charadriidae y Scolopacidae (Pulido & Bermúdez, 2018).

A pesar de los esfuerzos por un manejo sustentable, se han logrado identificar múltiples problemas generados por el turista, como la compactación del terreno, la contaminación por residuos sólidos y sonoros, la extracción de recursos sin permiso y la introducción de especies (Pautrat & Salcedo, 1998).

Resulta curioso que, cuando se habla de humedales, básicamente se piensa en tres cosas: agua, plantas y aves; pero la gran mayoría de trabajos en esta ANP son de investigaciones acerca de comunidades vegetales (Cano *et al.*, 1993; Cano & Young, 1998; Aponte & Cano, 2013 y 2018; Aponte & Ramírez, 2011 y 2014) y aves (Pautrat & Riveros, 1998; Torres *et al.*, 2006; Alvarez, 2007; Iannacone *et al.*, 2010; Carazas *et al.*, 2015). Si bien uno de los principales motivos para que esta ANP fuera catalogada como sitio de importancia Ramsar fue la conservación de comunidades de aves, actualmente, las evaluaciones realizadas al interior del ANP, solo están dirigidas a conocer la composición biológica de la avifauna presente en el humedal (OEFA, 2012), como se refleja en su Plan Maestro (SERNANP, 2016) donde solo se consideran como componentes biológicos para el monitoreo ambiental las especies de aves y comunidades vegetales, dejando de lado comunidades de organismos que viven en relación directa con los cuerpos de agua, como son las comunidades de plancton (fitoplancton y zooplancton), perifiton, macroinvertebrados y peces, a pesar de que ya se cuenta con evaluaciones para estas comunidades (incluyendo, por supuesto, las aves y comunidades vegetales) e incluso se conocen los vacíos de información a ser subsanados (OEFA, 2012) para contar con un Plan de Monitoreo e Investigación que ayude a monitorear el estado de los objetos de conservación. Actualmente, ante la falta de atención por parte del Estado, la información referente a comunidades acuáticas en este Refugio proviene de trabajos independientes (tesis de grado o proyectos financiados por universidades públicas y privadas, por ejemplo) en las que las autoridades a cargo del RVSLPV solo tomaron parte al emitir los permisos de ingreso y colecta.



En referencia a las condiciones químicas de los cuerpos de agua del RVSLPV, se sabe que, como parte del ciclo natural del agua en el RVSLPV, la carga de metales totales y disueltos en sus lagunas, se ve influenciada por los depósitos aluviales cargados de sales debido a la cercanía al mar, sumado a la intensa actividad antrópica que contamina considerablemente las fuentes de agua (INGEMMET, 2019).

La evaluación de calidad del agua realizada por INGEMMET (2019) muestra que lagunas como Mayor, Génesis y Marvilla exceden los ECA de nitrato (debido a la intensa actividad de la flora y fauna) y talio (relacionado a la actividad industrial y antrópica, al agua de mar, brisas marinas y algunos fertilizantes), indicando también que las aguas subterráneas del refugio tampoco cumplen con los ECA para elementos como Cl, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, B, As, Li, Mn, Mg, SO<sub>4</sub>, Ba y Tl que son de origen natural y antrópico.

### **Coleópteros acuáticos en humedales**

Batzer y Ruhí (2013) analizaron los datos de 447 humedales de agua dulce para evaluar los taxones dominantes de macroinvertebrados para estos hábitats y encontraron que el grupo dominante fueron los insectos. Los principales órdenes de insectos presentes fueron Diptera, Hemiptera, Coleoptera y Odonata, lo que contrasta con las comunidades de insectos en ambientes lóticos, donde los grupos dominantes son Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera. En ese mismo estudio, se determinó que las familias Chironomidae (Diptera) y Dytiscidae (Coleoptera) fueron las únicas que estuvieron presentes en prácticamente los 447 humedales evaluados, mientras que Corixidae (Hemiptera), Hydrophilidae (Coleoptera) y Oligochaeta (Annelida) estuvieron en más del 50% de humedales.

A diferencia de órdenes como Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera u Odonata, es difícil definir a los escarabajos como "acuáticos" o "terrestres" ya que por lo general tienen diferentes grados de interacción o dependencia con los cuerpos de agua, incluso

dentro de una misma familia. Así, por ejemplo, familias "acuáticas" como Dytiscidae también presentan especies totalmente terrestres, y viceversa, familias "terrestres" como Lampyridae cuentan con especies cuyas larvas son acuáticas (Millán *et al.*, 2014). Estas diferencias en los hábitos acuáticos o terrestres no solo varían entre especies, sino que incluso pueden cambiar dentro de una misma especie, de un estadio larvario a otro, como sucede en Hydraenidae (Jäch *et al.*, 2005). Probablemente es gracias a este rango amplio de hábitos ecológicos que el orden Coleoptera es un grupo megadiverso y con representantes acuáticos o semiacuáticos en la vegetación litoral (Roldán, 2016), lo que convierte a la comunidad de coleópteros en uno de los componentes más importantes de la biodiversidad acuática (Jäch & Balke, 2008).

En relación a los estudios de coleópteros, es importante mencionar que debido a la gran diversidad que presentan, las investigaciones se dan tanto en coleópteros terrestres (McElrath, 2017; Pollock, 2018; Rossi *et al.*, 2018; Legalov, 2019) como en los de hábitos acuáticos, pero en este último caso el número de investigaciones es mayor para los ambientes lóticos (Arias *et al.*, 2007; Arana, 2008 y 2017) a pesar de que la información de cuerpos de agua tanto lóticos como lénticos, a diferentes altitudes, ofrece la mejor representación de la diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Guareschi, 2015).

En los ambientes lóticos, las familias de coleópteros con mayor abundancia y riqueza son Elmidae, Ptilodactylidae y Psephenidae y, en general, están asociadas a aguas de buena calidad ambiental (Roldán, 2003; Arias *et al.*, 2007). Mientras que en ambientes lénticos, las principales familias (Guareschi *et al.*, 2015) parecen corresponder a Dytiscidae, Hydraenidae e Hydrophilidae, siendo las más frecuentes y dominantes en humedales (Millán *et al.*, 2014). Por su parte, la información disponible para los Pantanos de Villa indica que Coleoptera es el segundo orden de insectos acuáticos en cuanto a diversidad, destacando las familias Dytiscidae e Hydrophilidae con cinco géneros cada una (Peralta & Huamantínco, 2014). Similar situación se encontró en un

reciente estudio realizado en el humedal Santa Rosa, ubicado en la provincia de Chancay, Lima, donde también Coleoptera fue el segundo orden con mayor riqueza, dentro del que destaca la familia Dytiscidae como la más diversa en géneros (Castillo y Huamantínco, 2020).

Para comprender por qué estas tres familias se adaptan tan bien a los humedales, se presenta a continuación algunos datos ecológicos y las principales investigaciones realizadas en el Perú para cada una de ellas.

### **Familia Dytiscidae**

Es una de las familias más diversas del suborden Adephaga con casi 4 000 especies descritas (Nilsson & Hájek, 2017). Para casi todas sus especies, los estadios de larva y adulto son acuáticos, mientras la pupa se desarrolla en tierra, en zonas muy húmedas (Millán *et al.*, 2014). La duración de sus ciclos de vida varía desde un par de semanas hasta un par de años y se han adaptado a una gran variedad de ambientes: desde cuerpos de agua temporales a permanentes, lóticos o lénticos, de aguas dulces a salinas, alcanzando altitudes de hasta 4 700 m.s.n.m. e incluso a 30 m bajo tierra (Balke, 2005). Son principalmente carnívoros, aunque se han reportado algunos omnívoros (Millán *et al.*, 2014). En el Perú, esta familia ha sido estudiada por Miller (2005, 2016) y Hendrich *et al.* (2015), describiendo nuevas especies para el género *Agaporomorphus* Zimmermann, 1921, en estanques temporales en Madre de Dios, o describiendo un nuevo género en lagos en altura en Huánuco; también se cuenta con una lista de especies para Perú (Chaboo & Shepard, 2015).

### **Familia Hydrophilidae**

Es una de las familias más diversas del suborden Polyphaga con alrededor de 2 700 especies, de las cuales aproximadamente el 70% son acuáticas (Jäch y Balke, 2008). Habitan diferentes ambientes, desde dulces hasta hipersalinos, lénticos y lóticos, en estos últimos suelen preferir zonas de remanso, entre la vegetación acuática. Las larvas

son depredadoras y, al presentar patas cortas, suelen ser reptadoras o trepadoras; los adultos son, por lo general, herbívoros (Millán *et al.*, 2014). En el Perú, se cuenta con registros por descripciones de nuevas especies de *Hemiosus* en la amazonía peruana (Oliva & Short, 2010), distribución de especies de Berosini (Oliva, 2014) y un listado de especies que incluye además a las familias Epimetopidae e Hydrochidae (Shepard & Chaboo, 2015), pero la mayoría de trabajos que incluyen hidrofilidos de nuestro territorio son investigaciones para el Neotrópico que incluye material colectado aquí, es así que tenemos revisiones o redescripciones de géneros como *Hemiosus* Sharp, 1882 (Oliva, 1995) o *Phaenostoma* d'Orchymont, 1937 (Gustafson & Short, 2010).

### **Familia Hydraenidae**

Se han descrito aproximadamente 1 500 especies, pero se estima que existen alrededor de 1 000 especies aún por describir (Jäch y Blake, 2008). Los adultos de la mayoría de especies son acuáticos, pero también existen otros que, igual que la mayoría de larvas de la familia, viven en las riberas o son estrictamente terrestres. Los hidraenidos acuáticos son, en su mayoría, caminadores, siendo muy pocas las especies nadadoras. Se desarrollan tanto en ambientes lóticos como lénticos y pueden soportar altos niveles de dureza y salinidad (Millán *et al.*, 2011). Esta familia presenta distribuciones muy restringidas, por lo que se considera de gran importancia para los enfoques de conservación. Sin embargo, cuenta solo con un listado de especies para el Perú (Perkins & Chaboo, 2015), mas no ha sido estudiada con mayor detalle, ya que sus reportes y descripciones han sido principalmente estudiados junto con especies colectadas en otros países de la región (Perkins, 2011).

## II.2. Antecedentes del estudio

Un factor importante que afecta a las comunidades de invertebrados acuáticos es el hidroperiodo, que se refiere al tiempo en que el agua superficial está presente en el humedal, sin importar el origen de esta. Ya que los invertebrados viven en estricta asociación con el agua superficial de los humedales, el hidroperiodo es un factor importante en su desarrollo (Batzer, 2016). Wissinger (1999) indicó cinco aspectos importantes del hidroperiodo que contribuyen al control de las comunidades de invertebrados acuáticos, uno de estos es la duración del periodo "húmedo" (o de mayor nivel de agua) ya que algunas especies pueden desarrollarse más rápido (como los dípteros), mientras que otros requieren de meses para completar su desarrollo (como los coleópteros) y pueden necesitar hidroperiodos de larga duración. Igualmente, la duración del periodo "seco" (o de menor nivel del agua) es importante ya que si este es muy largo (tardando meses o incluso años) solo algunas especies de invertebrados podrían desarrollarse exitosamente.

En otro trabajo, Wiggins *et al.* (1980) clasificaron a los invertebrados acuáticos según las estrategias que usan para adaptarse a las épocas "secas" en los humedales, denominando una de estas estrategias "Reclutas de primavera invernales", donde invertebrados como ditiscidos y algunos quironomidos realizan la oviposición en primavera ya que es cuando se garantiza el mayor nivel del agua. De este modo, cuando el nivel del agua disminuye, estos organismos persisten como huevos resistentes o como larvas. Otra de las categorías fue "Reclutas de primavera no invernales" y se refiere a los organismos que no toleran las "sequías" y trabajan para evitarlas; los adultos colonizan los humedales por vía aérea después de que se inunden en primavera para desovar y los estadios inmaduros completan su desarrollo antes de que disminuya el nivel del agua, emergen y migran temporalmente a otros cuerpos de agua durante el invierno. En este grupo se incluyen a la mayoría de coleópteros de las familias Dytiscidae e Hydrophilidae.

Si bien no se conoce mucho sobre la influencia de las condiciones fisicoquímicas del agua en los coleópteros acuáticos, Batzer y Wissinger (1996) mencionan que los insectos de los humedales pueden verse afectados por varios factores abióticos, pero solo se han estudiado en detalle las influencias de la hidrología, la acidez o los niveles de nutrientes. El interés de la investigación en la acidez proviene de las preocupaciones sobre la contaminación ácida y la curiosidad sobre el impacto que tiene el pH natural bajo en los insectos. Otras variables fisicoquímicas que pueden influir en las comunidades de insectos de humedales son los tamaños del hábitat, las temperaturas altas o bajas del agua y los niveles de oxígeno disuelto (Batzer, 2016).

Aunque algunos insectos seleccionan hábitats de humedales con acidez específica, la acidificación experimental en humedales a menudo ha mostrado poco impacto en los insectos. Por ejemplo, se sabe que las ninfas de Odonata no se ven afectadas por la regulación del pH a menos que los niveles sean demasiado bajos, o que la reducción experimental del pH de una turbera de pantano no tiene influencia detectable en la aparición de mosquitos. En contraste, el pH bajo en realidad puede beneficiar indirectamente a los insectos ya que los peces insectívoros no pueden sobrevivir en muchos hábitats ácidos (Blancher & McNicol, 1991). Sin embargo, un pH bajo puede dañar ciertos insectos (Batzer & Wissinger, 1996). En estudios que contrastan los humedales ácidos y de pH neutro, los hábitats ácidos soportaron menos ninfas de efemerópteros o tenían recursos alimenticios detríticos de menor calidad (Kok & Van der Velde, 1994).

### II.3. Definición de términos

Se describen algunos términos puntuales a fin de evitar confusiones en la lectura de este trabajo. Las definiciones se establecieron en base a los trabajos de Moore (2005), Hernández *et al.* (2014) y Cauas (2015).

- **Significancia estadística:** Grado de evidencia en contra de la hipótesis nula ( $H_0$ ) a fin de rechazarla o aprobarla, también referida como “diferencia significativa”.
- **Edeago (Aedeagus):** Órgano copulador intromitente de los insectos machos, forma parte del abdomen.
- **Indicador:** Propiedad de una variable que es susceptible de ser medida.
- **Operacionalización:** Procedimientos, actividades u operaciones que deben realizarse para medir una variable e interpretar los datos obtenidos.
- **Variable:** Propiedad o característica observable en un objeto de estudio que presenta variaciones a lo largo del tiempo.
- **Variable conceptual:** Propiedades o características de interés inmediato para la investigación a partir de las que se postulan relaciones o mediciones.
- **Variables fisicoquímicas:** También denominadas “parámetros fisicoquímicos”, se refiere a las características fisicoquímicas (en este caso del agua) que fueron medidas *in situ* y son objeto de estudio en este trabajo. Fueron las variables directamente utilizadas para la obtención de resultados.

### **III. HIPÓTESIS Y VARIABLES**

#### **III.1.Hipótesis**

- Hipótesis nula ( $H_0$ ): No existen cambios en la composición y riqueza de especies de coleópteros acuáticos en relación a las variables fisicoquímicas del agua en las lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.
- Hipótesis de estudio ( $H_1$ ): Existen cambios en la composición y riqueza de especies de coleópteros acuáticos en relación a las variables fisicoquímicas del agua en las lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

#### **III.2.Variables**

Con fines metodológicos, se establecieron variables conceptuales en base a los objetivos específicos de este trabajo de investigación, mismas que serán descritas en la operacionalización de las variables (Tabla 1). Por otro lado, a lo largo del documento se utiliza el término “variables fisicoquímicas” para referirse a los parámetros fisicoquímicos medidos en campo.

#### **III.3.Operacionalización de las variables**

Se realizó a partir de las variables conceptuales, estableciendo los indicadores a utilizar para la obtención de resultados (Tabla 1).



**Tabla 1.** Operacionalización de las variables del trabajo de investigación.

Variables conceptuales	Operacionalización	Indicadores	Tipo de variable
<b>Caracterización fisicoquímica del agua.</b>	Medición de cada parámetro fisicoquímico.	Porcentaje de saturación de Oxígeno - O <sub>2</sub> (%)	Continua
		Oxígeno disuelto - OD (mg/L)	Continua
		Conductividad eléctrica - CE (μS/cm)	Continua
		Sólidos totales disueltos - TDS (ppm)	Continua
		Salinidad - Sal (ppm)	Continua
		Temperatura del agua - T agua (°C)	Continua
		Potencial de Hidrógeno - pH	Continua
		Turbidez - Turb (NTU)	Continua
	Estimación de las relaciones entre las estaciones de muestreo y las variables fisicoquímicas del agua.	Análisis de Componentes Principales (ACP)	No aplica
<b>Composición de especies del orden Coleoptera.</b>	Identificación taxonómica	Riqueza específica (S)	Discreta
	Conteo de organismos	Abundancia	Discreta
<b>Estructura comunitaria de los coleópteros acuáticos.</b>	Análisis estadísticos univariados	Diversidad de Shannon-Wiener (H')	Continua
		Equidad de Pielou (J')	Continua
<b>Distribución espacial de los coleópteros acuáticos.</b>	Análisis estadísticos multivariados	Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS)	No aplica
		Análisis de similitud (ANOSIM)	Continua
		Análisis de similitud porcentual (SIMPER)	Continua
<b>Influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos.</b>		Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)	No aplica
	Análisis estadísticos bivariados	Correlación de Spearman	Continua
	Inferencia estadística	Pruebas de Kruskal-Wallis	No aplica

## **IV. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **IV.1. Área de estudio**

El Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSLPV) se encuentra al sur de Lima Metropolitana, en el distrito de Chorrillos y cuenta con una extensión de 263,27 hectáreas ubicadas entre las coordenadas 12°11'42"- 12°13'18" LS y 76°58'42"- 76°59'42" LW , en una depresión plana entre los 0 m.s.n.m. y 5 m.s.n.m., rodeados de colinas entre los 100 m.s.n.m. y 300 m.s.n.m. y una línea de playa recta, presenta un rango de temperatura entre 15,6°C y 25,8°C; cuenta con un periodo breve de precipitaciones (Shoobridge, 2005). Esta geografía es muy favorable para el acondicionamiento microclimático en la zona continental húmeda de la interfase mar-corriente en la que se forman los pantanos (INRENA, 1998).

#### **Hidrología**

Los cuerpos de agua de esta ANP se alimentan de la filtración y escurrimiento de los acuíferos subterráneos provenientes de la cuenca del Río Rímac (Torres, 1999), y por las aguas que discurren del canal Río Surco. También se alimentan por las aguas de las pozas de oxidación de San Juan de Miraflores, las que se usan para regar la parte forestal del Parque Zonal Huayna Cápac. Además, es necesario considerar a los puquiales de la zona de Villa Baja, Las Terrazas de Villa, y las Delicias de Villa ubicados en la zona de amortiguamiento del RVSLPV (SERNANP, 2016).

#### **Hábitats**

Dada la extensión del refugio y la variedad de comunidades vegetales presentes en los Pantanos de Villa, León *et al.* (1995) describen 6 zonas ecológicas o hábitats a las que Pulido y Bermúdez (2018) agregan litoral marino y parques y jardines para abarcar toda la extensión del RVSLPV. Por su parte, el SERNANP (2016) agrupa algunos de estos hábitats bajo dos categorías principales: Comunidades vegetales y Cuerpos de agua. A

continuación, se describen las zonas presentes en el RVSLPV en base a las publicaciones mencionadas.

### **Tipos de zonas y comunidades vegetales**

- **Total.** Suelos inundados en los que crece principalmente *Typha domingensis* ("totora") que fija sus raíces al fondo del cuerpo de agua, pudiendo formar franjas en los bordes de las lagunas o canales. Con abundancia de insectos y otros artrópodos terrestres, especialmente de arácnidos.
- **Vega de ciperáceas - Juncal.** Comunidad de transición entre las comunidades acuáticas y las áreas más secas con abundante grama salada. Caracterizada por *Schoenoplectus americanus* "junco" que puede estar acompañado por ciperáceas como *Cyperus laevigatus* y *Eleocharis geniculata*; se presentan en suelos húmedos, a veces inundables. Hábitat de artrópodos, principalmente de familias de arañas como Araneidae, Oxyopidae y Salticidae.
- **Gramadal.** Suelos arenosos, saturados y altamente salinos, con presencia de agua freática entre 10 cm y 150 cm debajo del sustrato. Presencia de especies como *Distichlis spicata*, *Sporobolus virginicus*, *Scirpus americanus* y *Paspalum vaginatum*. Aquí abundan las arañas rastreras como *Latrodectus* spp. y saltadoras. También se pueden encontrar lagartijas y serpientes pequeñas del género *Alsophis*.
- **Zona arbustiva.** Apariencia de matorral denso, dominado por especies leñosas y arbustivas de 2 m a 5 m de alto. Se diferencian dos tipos de zonas arbustivas: una al interior del refugio encontrando principalmente *Myrsine manglilla*, *Cladium jamaicense* y *Schinus terebinthifolius*; y otra que se presenta en los bordes o límites del refugio frente a zonas urbanas (con influencia de los jardines aledaños) y que se caracterizan por presentar *Myoporum* sp. y *Malvaviscus arboreus*.
- **Zona intervenida.** Zonas construidas o con acumulación de desmonte o intervenciones similares. Poca vegetación, principalmente *Distichlis spicata* "grama salada", principalmente en suelos arenosos.

- **Playa o litoral marino.** Al extremo sur del RVSLPV se forma una playa arenosa de 700 m de largo y entre 50 m y 100 m de ancho de acuerdo a la marea. Debido al fuerte oleaje, no suelen asistir bañistas, lo que permite su uso casi exclusivo como lugar de descanso y alimentación de aves migratorias y locales. Las corrientes marinas, las olas y el viento generan cúmulos de arena que actúan como interface entre el mar y la planicie de Villa.

### **Cuerpos de agua**

**Lagunas y Espejos de agua.** Cuerpos de agua de profundidad variable, por lo general entre 0,5 m a 1,5 m de profundidad, presentan aguas de coloración pardo-claras hasta turbia. Varían en salinidad de acuerdo a la cantidad de agua dulce que reciben de los canales y la napa freática, hecho que también influye en el nivel de agua de las lagunas. Se describen las principales lagunas del RVSLPV:

Laguna La Pampa o Delicias. Ubicada entre las avenidas Defensores del Morro y 12 de octubre, frente a la urbanización “Delicias de Villa”. Tiene una extensión aproximada de 3,53 ha, con profundidades que varían desde unos pocos centímetros hasta 1,5 m.

Laguna Génesis. Ubicada en la zona central del refugio, a pocos metros de la sede administrativa de PROHVILLA. Es una laguna artificial construida en 1998 con fines turísticos. Cuenta con 2 ha de extensión y entre 0,3 m y 1,2 m de profundidad. Como parte de uno de los circuitos turísticos, en esta laguna se ofrece recorridos en bote, además de las caminatas por los alrededores.

Laguna Marvilla. Formada a partir de una excavación de 1989, tiene 3,56 ha de extensión. Con aproximadamente 1,5 m de profundidad, está sometida a oleajes anómalos que ocasionan intrusión de agua marina a esta laguna. Forma parte de uno de los circuitos turísticos del refugio.

Laguna Mayor. También conocida como laguna “Principal”, se ubica en el lado norte del área y es la de mayor extensión al tener 52 ha de extensión y su profundidad va desde los pocos centímetros hasta 3 m. Es la más próxima al ingreso del refugio y también se incluye en uno de los circuitos turísticos del refugio.

Laguna Refugio. Ubicada en el extremo sur de la zona central del RVSLPV, de aguas poco profundas que pueden llegar a secarse cuando los niveles de agua disminuyen (aproximadamente entre octubre y mayo según Young (1998)).

Laguna Sangreadero. Ubicada fuera del área protegida, en el extremo Oeste. Es un cuerpo de agua temporal, muy variable y que alcanza 1,94 ha de extensión y hasta 0,1 m de profundidad. Esta laguna presenta la peculiaridad de variar de color de acuerdo a la estación del año, pudiendo tener aguas verdes, debido a la alta concentración de microalgas fotosintetizadoras o aguas rojas, por incremento de diatomeas y microalgas características de este tipo de floraciones.

Laguna Sur. Complejo de lagunas artificiales, rodeadas de totora, ubicada en la zona sur del RVSLPV y que suman 5,15 ha. Con profundidades de no más de 1 m y a aproximadamente 200 m al norte de los establos de caballos aledaños al área.

**Canales y drenes.** El RVSLPV cuenta con una extensa y compleja red de canales y drenes construidos para controlar el flujo de agua (alimentación y drenaje), son de aguas dulces y relativamente claras, en su totalidad suman 5 841 m. Fuera del RVSLPV existen 5 265 m de canales y drenes que alimentan las lagunas y espejos de agua y contribuyen a la salida del agua hacia el mar. Según Young (1998) su ancho varía entre 1 m y 2 m y su profundidad va de 0,5 m a 1,5 m.

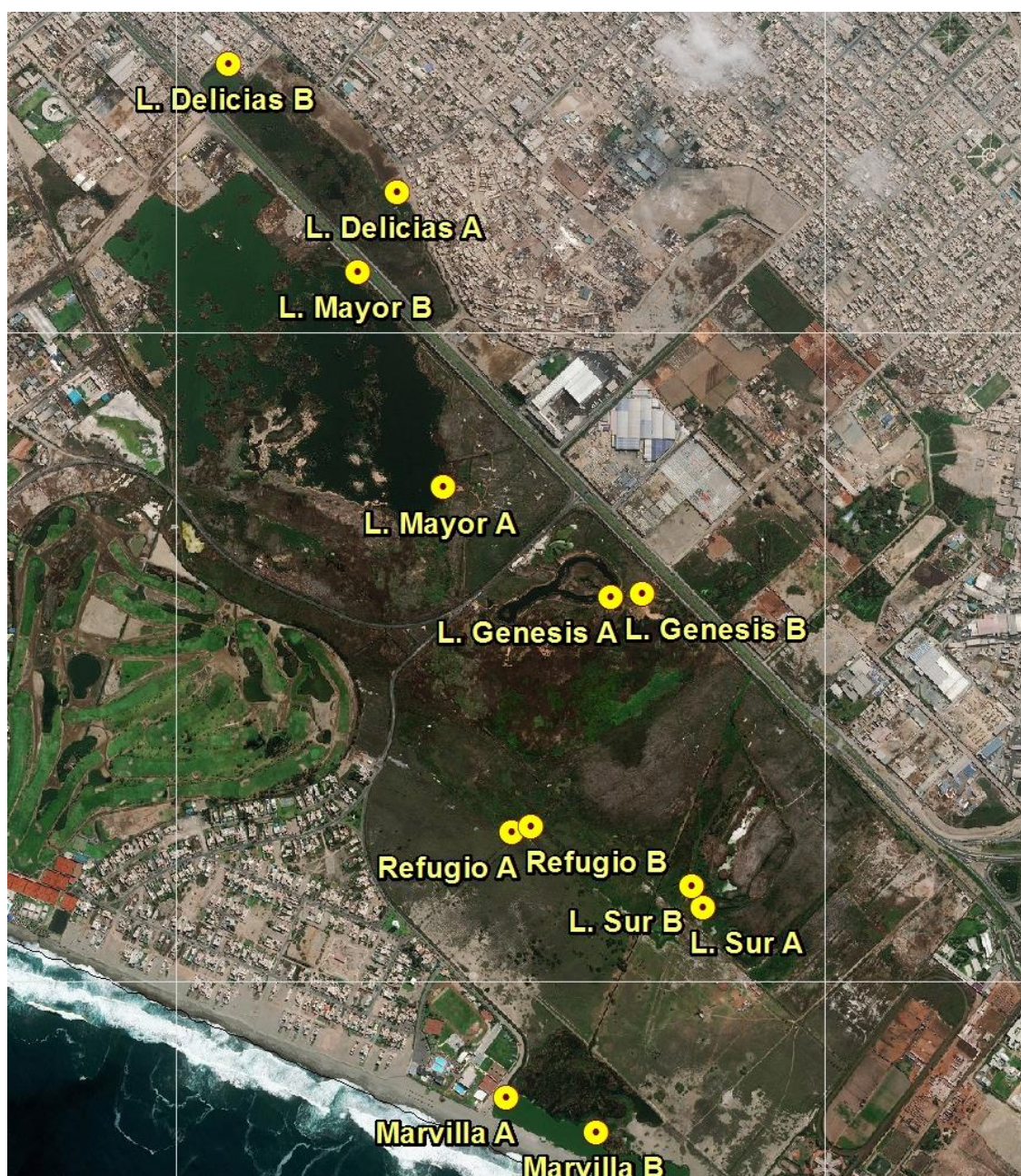
#### IV.2. Diseño de investigación

Este trabajo examinó los coleópteros recolectados en el proyecto “Evaluación de humedales costeros usando indicadores biológicos”, financiado por el Vicerrectorado de Investigación y Posgrado VRIP código: B17100301. Las colectas se realizaron en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa y se evaluaron seis lagunas: Delicias, Génesis, Marvilla, Mayor, Sur y Refugio. En cada laguna se establecieron dos estaciones de muestreo (A y B). Teniendo en consideración la hidrología del humedal, se hicieron cuatro campañas de muestreo: julio, setiembre y diciembre del 2017 y febrero del 2018. Se tomaron 10 réplicas por laguna, resultando 60 muestras por campaña (10x6 lagunas) y obteniendo, en las cuatro campañas de muestreo, un total de 240 réplicas (60x4). La ubicación y altitud de cada estación de muestreo se detallan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Ubicación de las estaciones de muestreo utilizando el Sistema de referencias de Coordenadas WGS 84 /UTM zona 18S.

Laguna	Estación	Coordenadas UTM (WGS 84) Zona 18S		Altitud (m.s.n.m.)
		Este	Norte	
Delicias	A	283274	8650286	11
	B	282839	8650618	10
Génesis	A	283830	8649236	13
	B	283910	8649246	13
Marvilla	A	283571	8647929	12
	B	283804	8647842	17
Mayor	A	283398	8649518	14
	B	283176	8650076	14
Refugio	A	283580	8648620	12
	B	283629	8648636	11
Sur	A	284073	8648429	15
	B	284044	8648484	14





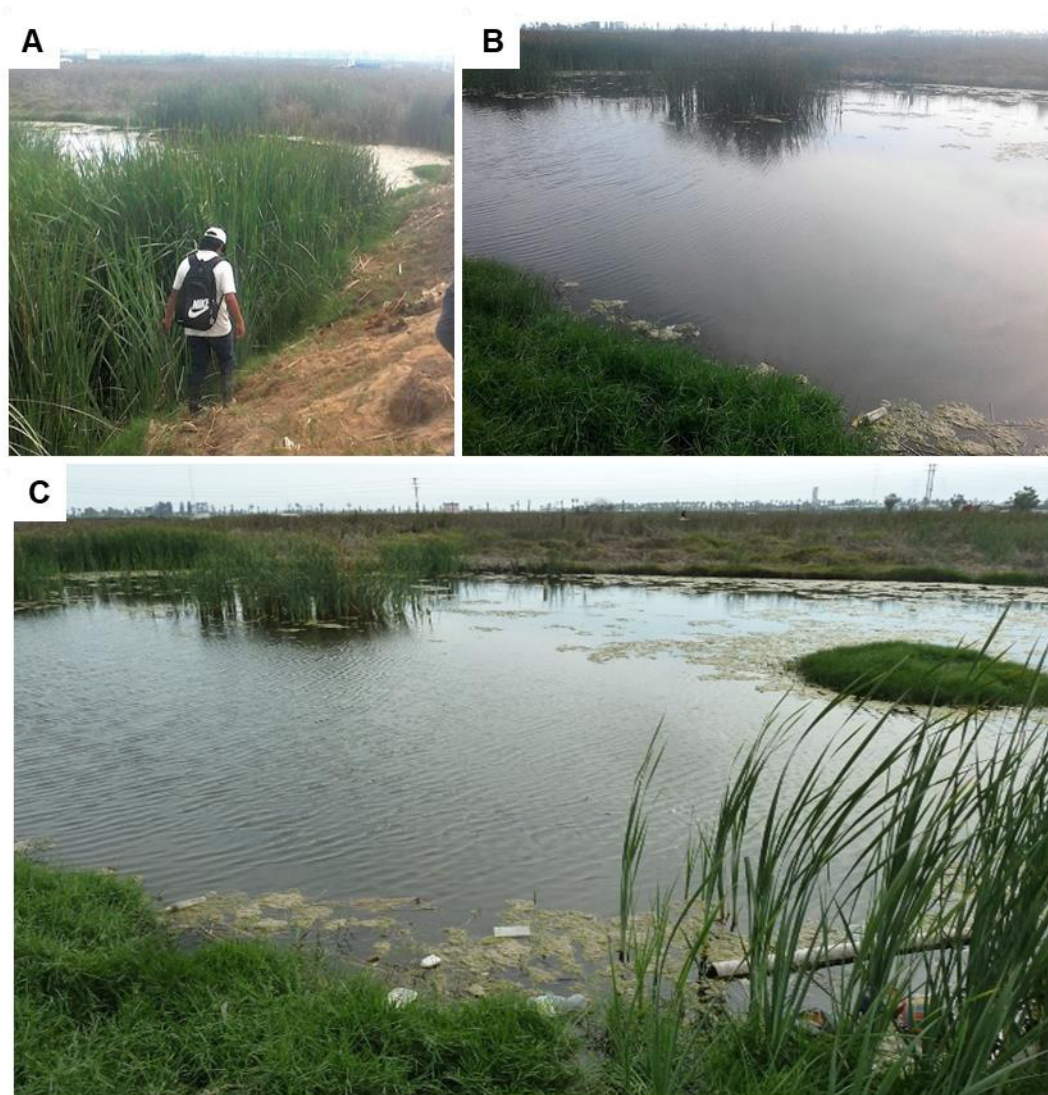
**Figura 1.** Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú. Fuente: Google Earth, elaborado por el Geog. Manuel Rodríguez.



## Estaciones de muestreo

### Delicias A (DEL A)

Ubicada en el lado este de la laguna, al lado de la Av. 12 de octubre, frente a la zona urbana (a aproximadamente 40 m) siendo la “totora” la vegetación dominante formando franjas en la orilla. Este punto se encuentra en la zona de recuperación, en el límite con la zona de uso especial (SERNANP, 2016) y se evidenció impacto antropogénico directo debido a los residuos domésticos varados en la orilla.



**Figura 2.** Estación Delicias A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A: totora en el borde de la laguna, B y C: residuos inorgánicos varados en la orilla.



### **Delicias B (DEL B)**

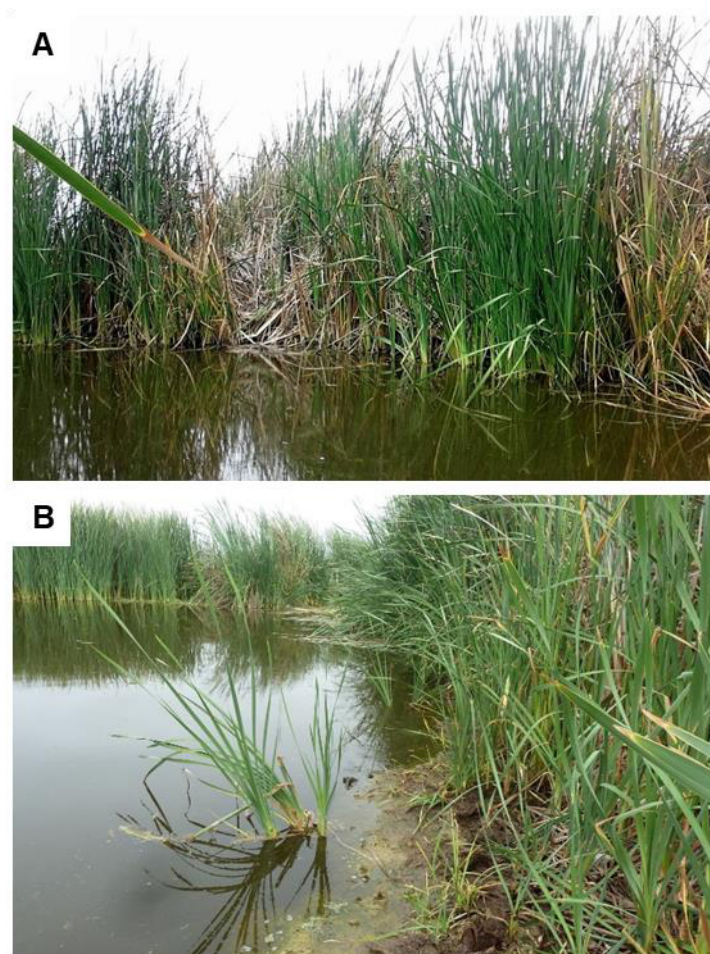
Ubicada en el extremo norte de la laguna, rodeada por zonas urbanas (a aproximadamente 20 m de distancia) y con vegetación del tipo “gramadal” a lo largo de la orilla. Esta estación también se encuentra en la zona de recuperación del refugio, en el límite con la zona de uso especial (SERNANP, 2016). La zona donde se hicieron las colectas es de muy fácil acceso para los pobladores y sus animales de compañía. Se encontró gran cantidad de residuos domésticos como recipientes plásticos y material descartable varados en la orilla de la laguna.



**Figura 3.** Estación Delicias B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A: Vegetación del tipo gramadal en la orilla y restos inorgánicos, B: detalle de residuos varados, C: se aprecian los residuos y vegetación presentes en la laguna.

### **Génesis A (GEN A)**

Ubicada dentro del circuito turístico del refugio, con “totora” en los bordes de la laguna. Esta estación se encuentra en el límite entre la zona de uso turístico y recreativo y la de aprovechamiento directo (SERNANP, 2016). La zona donde se tomaron las muestras era muy estrecha, lo que dificultó las colectas y pudo haber influido en la representatividad de las muestras respecto a la diversidad de coleópteros acuáticos. A pesar de estar incluida en el circuito turístico, en este punto no se encontró evidencia de contaminación antropogénica directa o permanente.



**Figura 4.** Estación Génesis A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A y B: Vegetación del tipo totoral en los bordes de la laguna.



### **Génesis B (GEN B)**

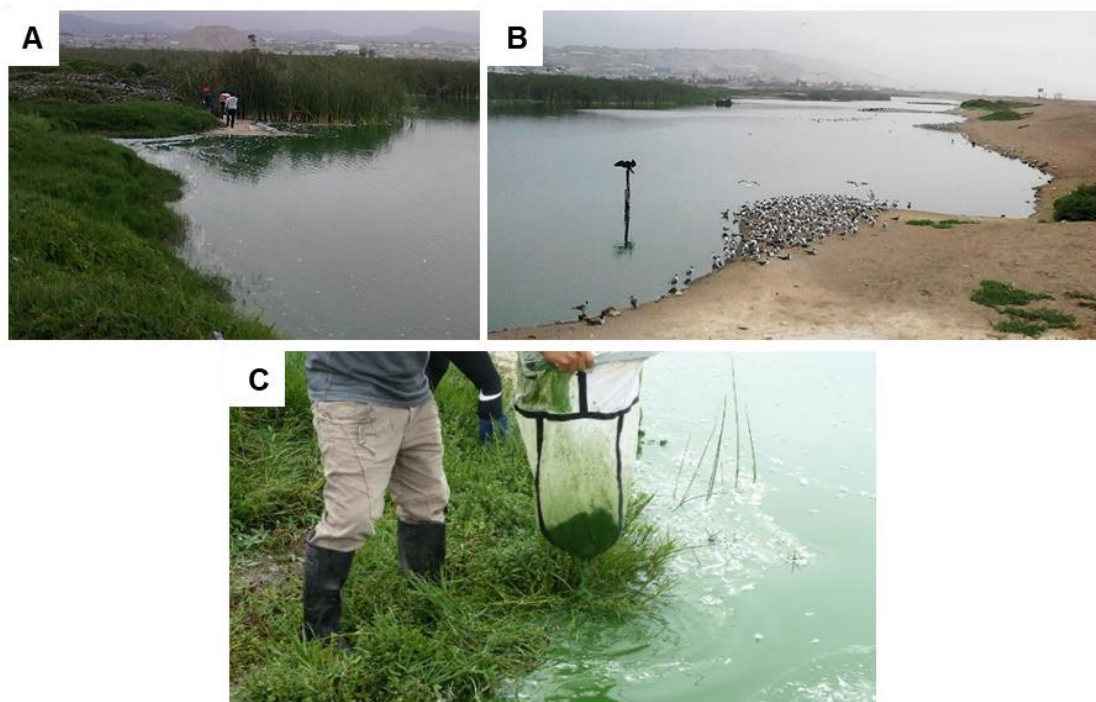
Ubicada al este del circuito turístico, en dirección a la Av. Huaylas (a aproximadamente 70 m de distancia de esta). Se encuentra rodeada básicamente por vegetación del tipo gramadal y juncal y los espejos de agua están cubiertos por algunas plantas acuáticas pequeñas conocidas como “redondita de agua”. También se encuentra en el límite entre la zona de uso turístico y recreativo y la de aprovechamiento directo (SERNANP, 2016). El punto de colecta era muy estrecho, lo que dificultó las colectas y podría influir en la representatividad de las muestras respecto a la diversidad de coleópteros acuáticos en este punto.



**Figura 5.** Estación Génesis B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A y B: Detalle de la vegetación.

### **Marvilla A (MAR A)**

Se encuentra a aproximadamente 40 m al sureste de la zona urbana y es la estación más cercana al mar por estar a menos de 160 m de la orilla, alcanza una profundidad de hasta 1,5 m. Se caracteriza por presentar vegetación del tipo totoral en el lado norte de la laguna y gramadal en la orilla que da paso a la zona de transición hacia el mar, este punto parece estar sometido a un cierto manejo, ya que sus bordes siempre presentaban restos vegetales, probablemente periódicamente se retira el exceso de plantas flotantes. Además de estar ubicada en la zona de categoría silvestre (SERNANP, 2016), presenta abundancia de aves, en especial en las zonas sin cobertura vegetal que están próximas al mar, mismas en las que se pueden observar caballos realizando paseos turísticos administrados por el establo particular aledaño. Comparado con las otras lagunas, sus aguas siempre presentaron un intenso color verde (Figura 6) que incluso era evidente al colectar la muestra con la red.



**Figura 6.** Estación Marvilla A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A y B: Vista panorámica, C: detalle del intenso color verde de sus aguas y de la muestra colectada.

### **Marvilla B (MAR B)**

Es la estación que se encuentra más al sur, ubicándose a aproximadamente 180 m al norte del mar y al sureste de Marvilla A, se encuentra dentro de la zona silvestre del refugio (SERNANP, 2016). La vegetación que rodea este punto se caracteriza por ser del tipo totoral y gramadal; presencia de aves y evidencia de contaminación antrópica a través de envoltorios de comida cerca a la orilla. Sin embargo, se percibió en mejor estado de conservación que la estación Marvilla A debido a que su acceso no es muy fácil. En esta estación también suelen llegar los turistas que pasean a caballo. Comparado con las otras lagunas sus aguas siempre presentaron un intenso color verde.



**Figura 7.** Estación Marvilla B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).



### **Mayor A (MAY A)**

Ubicada a pocos metros del mirador del circuito turístico, esta estación está rodeada de vegetación de tipo totoral. Se encuentra entre las zonas silvestre y de uso turístico y recreativo, muy cerca de la zona de protección estricta (SERNANP, 2016).



**Figura 8.** Estación Mayor A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).

### **Mayor B (MAY B)**

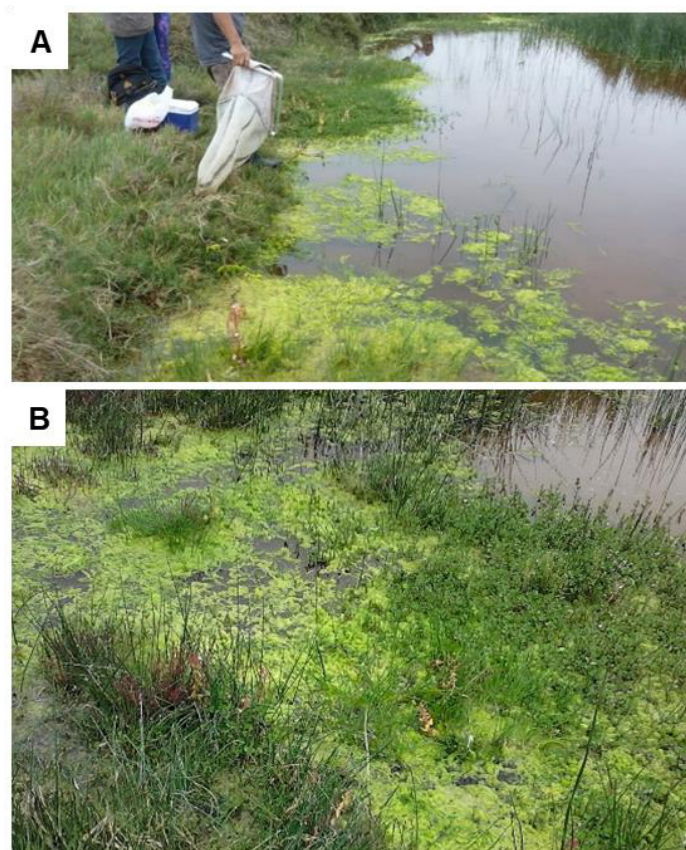
Ubicada en el lado norte de la laguna, al suroeste de Delicias A, al lado de la Av. Prolongación Huaylas (a aproximadamente 15 m de esta); en esta zona el cuerpo de agua está rodeado principalmente por “totora” y se pudieron apreciar restos de materiales de construcción o “desmonte” en la zona descubierta entre la vegetación y la autopista (Figura 9A). Su ubicación corresponde a la zonificación del tipo silvestre, de uso turístico y recreativo y de uso especial (SERNANP, 2016).



**Figura 9.** Estación Mayor B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A: Se aprecia la proximidad a la autopista y restos de materiales de construcción arrojados cerca de la orilla, B: vegetación de la orilla.

### Refugio A (REF A)

Ubicada en la zona silvestre y próxima a la zona de recuperación (SERNANP, 2016), se caracteriza por presentar “junco” y otras del tipo gramadal. Esta estación de muestreo no forma parte del circuito turístico, por lo que se vio bastante conservada, fácilmente se observaron macroinvertebrados en la superficie y en la columna de agua. Este cuerpo de agua es de poca profundidad, llegando a secarse por completo cuando los niveles del agua bajan en el humedal, como sucedió a fines de setiembre del 2017 al realizar la segunda colecta o campaña de muestreo, dejando esta estación sin datos fisicoquímicos ni colecta de organismos para esa ocasión.



**Figura 10.** Estación Refugio A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A: se observan algunas plantas flotantes cerca a la orilla, B: se pueden observar la abundancia de plantas flotantes que cubren casi toda la superficie de una parte de la laguna.



### **Refugio B (REF B)**

Está ubicada al noreste de Refugio A, en la zona silvestre (SERNANP, 2016) y rodeada por vegetación del tipo juncal y otras hierbas no gramínoideas. Al igual que Refugio A, su profundidad es mínima a excepción de una zona más profunda a modo de “pozo”, como se puede apreciar en la Figura 11B.



**Figura 11.** Estación Refugio B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A: vista panorámica, B: zona profunda formando una especie de pozo.

### Sur A (SUR A)

Ubicada en el límite de la zona silvestre con la zona de protección estricta y próxima a la zona de recuperación (SERNANP, 2016), presenta grama a lo largo de la orilla y “junco” en zonas aledañas. Es la estación más próxima a los establos de caballos, en la primera colecta, varios de estos estuvieron muy cerca del punto de muestreo. Se encontraron algunos restos de desechos plásticos en la orilla.

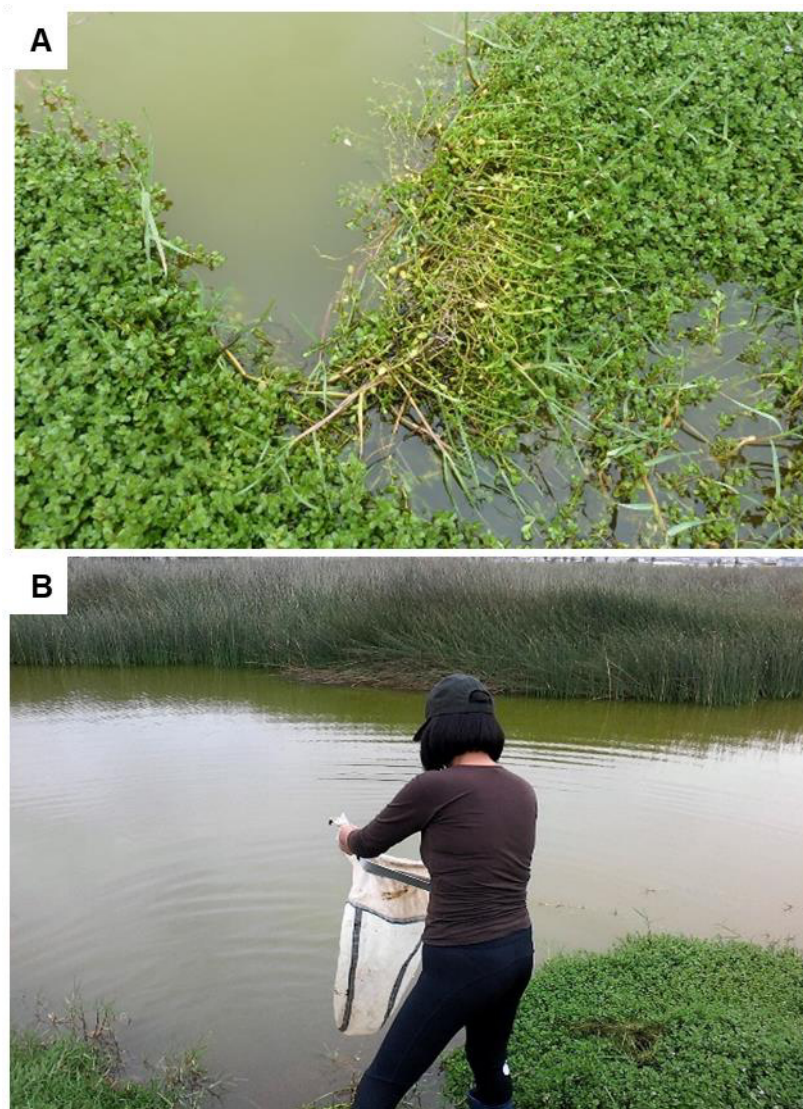


**Figura 12.** Estación Sur A, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017). A y B: Vistas panorámicas de la estación.



### Sur B (SUR B)

Ubicada en el límite de la zona silvestre con la zona de protección estricta, presenta hierbas no gramíneas en la orilla y “tatora” al otro lado del cuerpo de agua. Esta estación está a aproximadamente 100 m al noroeste de Sur A, no fue posible encontrar otra más distante por la dificultad en el acceso. Los turistas que pasean en caballo también suelen transitar por las orillas cercanas.



**Figura 13.** Estación Sur B, Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú (diciembre 2017).

### **IV.3. Población y muestra**

La población de este trabajo está representada por los coleópteros acuáticos que habitan en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

La muestra evaluada corresponde a los coleópteros colectados en seis lagunas de este refugio durante las cuatro campañas de muestreo.

### **IV.4. Procedimientos, técnicas e instrumentos de recolección de información**

#### **IV.4.1. Variables fisicoquímicas del agua**

En cada estación de muestreo y campaña se midieron *in situ* parámetros fisicoquímicos del agua antes de iniciar las colectas, todas las mediciones se hicieron entre las 9 horas y las 14 horas. Se usaron los siguientes equipos: potenciómetro/termómetro modelo KL-009 (III) ATC para medir la temperatura (T agua) en °C y pH del agua (pH); oxímetro portátil marca HANNA modelo HI9146-04 para evaluar la concentración del oxígeno disuelto (OD) en mg/L y el porcentaje de saturación de oxígeno (O<sub>2</sub> %); multímetro modelo KL 1385 para medir la conductividad eléctrica (CE) en µS/cm, sólidos totales disueltos (TDS) y salinidad (Sal) en ppm y la turbidez (Turb) en NTU. Estos equipos se calibraron antes de su uso en cada campaña de muestreo. A modo de resumen y para observar gráficamente el comportamiento de las principales variables fisicoquímicas en las estaciones, se realizaron barras de error típico de la media con un intervalo del 95% de confianza en el programa Minitab 18.1.

Debido a que algunas variables fisicoquímicas presentaron rangos amplios de valores, estas se subdividieron en categorías o niveles para describirlas mejor. Las variables a las que se les aplicó este criterio se muestran en el Anexo 2.

#### **IV.4.2. Colecta de coleópteros acuáticos**

Los coleópteros acuáticos se obtuvieron durante las colectas de macroinvertebrados acuáticos para las que se sumergió una red surber (250  $\mu\text{m}$ , 30 cm x 30 cm), se removió vigorosamente en el fondo y sobre la vegetación sumergida de modo que se generó una corriente que arrastró y concentró a los organismos dentro de la red. Se determinó una superficie de muestreo de 0,45 m<sup>2</sup> teniendo en cuenta las cinco réplicas por estación. El material obtenido se fijó en alcohol al 96% en bolsas debidamente etiquetadas y transportadas al Laboratorio de Invertebrados Acuáticos (UNMSM).

#### **IV.4.3. Tratamiento del material en el laboratorio**

Cada muestra se lavó con agua potable en un tamiz de 500  $\mu\text{m}$  de abertura de malla para eliminar arena, arcilla y detrito fino, el material retenido por el tamiz se colocó en alcohol al 96%. Posteriormente, se realizó el triaje de cada muestra, manteniendo el orden y etiquetado, separando los coleópteros acuáticos de otros macroinvertebrados, en viales, según morfotipo para su posterior identificación taxonómica y conteo en cada réplica para todas las campañas de muestreo. La identificación taxonómica se realizó utilizando un estereomicroscopio para observar las características generales de cada organismo y un microscopio compuesto, en algunos casos se realizó el aclaramiento de estructuras con KOH al 10% para eliminar la materia orgánica en estas y así observarlas con mayor detalle.

## **IV.5. Análisis de datos**

### **IV.5.1. Composición de la comunidad de coleópteros acuáticos**

Se identificó cada coleóptero hasta el nivel taxonómico más fino posible con ayuda de las claves taxonómicas y los equipos del laboratorio. Para la identificación hasta los niveles de familia y género se utilizaron las claves de Trémouilles (1984), Merritt y Cummins (2008) y Archangelsky *et al.* (2009); para la identificación y revisión a nivel de especie se utilizaron las claves y descripciones de Miller (2001) para *Desmopachria challeti*, Balke *et al.* (2017) para *Meridiorhantus calidus*, Ferreira (1995) para *Megadytes marginithorax*, Perkins (1980) para los hidraenidos y Hansen (1995) para *Tropisternus lateralis*.

Dado que en algunos géneros de coleópteros como *Liodessus*, *Rhantus*, *Celina*, *Enochrus* y *Paracymus*, existe mayor diversidad de morfotipos y esto dificulta su identificación certera a nivel de especie, ya que podría haber diversidad intraespecífica (Fernández, 1988), estos fueron reportados con el nombre del género añadiendo el término “sp.”. Cuando dentro de un género se distinguieron morfotipos distintos, estos se nombraron como “sp. 1” y “sp. 2”. En adelante, se menciona como “especie” a cada morfotipo encontrado, siendo así que algunos casos corresponden a especies propiamente dichas y otros a morfotipos diferenciados, pero que no pudieron ser identificados con certeza. Al finalizar las identificaciones y conteos en cada réplica de cada estación de muestreo y para cada campaña, se realizó una matriz de datos biológicos en las que se sumaron las réplicas por estación en cada campaña.

#### **IV.5.2. Riqueza específica (S) y abundancia de coleópteros**

A partir de la matriz de datos biológicos, se determinó la riqueza específica (S) y abundancia para cada estación de muestreo a nivel de campaña y a nivel global. La riqueza específica se determinó como el número de especies en una muestra observada (Magurran, 1988), mientras la abundancia fue el resultado del número total de individuos contados por cada taxón identificado (Moreno, 2001) en la muestra analizada. Estos datos se calcularon en el programa Microsoft Excel 2016.

Para comparar los datos bajo diferentes factores como estación de muestreo, laguna y campaña de muestreo, se realizaron pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (Wantzen & Rueda 2009) a fin de encontrar o descartar diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) a nivel espacial y temporal tanto para la riqueza específica como para la abundancia de especies. Para determinar si había diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre las estaciones A y B para cada laguna, se evaluó la normalidad de los datos y según eso se aplicaron las pruebas estadísticas t de 2 muestras para datos con distribución normal y Mann-Whitney para datos sin distribución normal, esto tanto para la riqueza específica como para la abundancia de especies para cada una de las seis lagunas evaluadas. Adicionalmente, se obtuvieron barras de error típico de la media con un intervalo del 95% de confianza para obtener una representación gráfica de la distribución de los datos de la riqueza y abundancia. Estas pruebas y gráficos se realizaron en el programa Minitab 18.1.

#### **IV.5.3. Estructura Comunitaria**

Continuando con los datos biológicos, se realizaron análisis estadísticos univariados como los índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y de equidad de Pielou ( $J'$ ) ya que permiten conocer la estructura comunitaria (Moreno, 2001), ambos análisis se realizaron mediante el software PRIMER-E Ltd v6.1.6 (Clarke y Gorley, 2006). A estos datos

obtenidos también se les aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para evaluar diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) a nivel espacial y temporal, además de obtener barras de error típico de la media con un intervalo del 95% de confianza para obtener una representación gráfica de la distribución de los datos para cada índice usando el programa Minitab 18.1.

### **Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ )**

Este índice está basado en la teoría de la información y busca medir la diversidad de especies en base a la uniformidad de estas en la muestra. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra, de modo que su valor ( $H'$ ) representa la incertidumbre de predecir a qué especie pertenecerá un individuo tomado al azar de la muestra. Adquiere valores que van desde cero, cuando hay una sola especie, hasta el logaritmo de  $S$  ( $H'_{\max}$ ) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988). La fórmula empleada para su cálculo fue:

$$H' = \sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i)$$

Donde:  $H'$ : Índice de diversidad de Shannon-Wiener.

$S$ : Riqueza específica o número de especies.

$p_i$ : Abundancia proporcional de la especie  $i$  o probabilidad de ocurrencia de la especie  $i$ , calculado como  $n_i/(N)$ .

La elección de la base logarítmica corresponde a la elección de una unidad para medir información y queda a criterio del investigador; el mismo Shannon discutió los logaritmos en base 2, 10 y  $e$ , donde cada uno correspondía a distintas unidades de medidas: bits, decits y natural nits respectivamente (Shannon, 1948). De modo que, siguiendo los trabajos de macroinvertebrados en la región: Peralta y Huamantínco (2014), García (2016) y Silva (2018), se utilizó el  $\text{Log}_2$ .



### **Índice de equidad de Pielou (J')**

Para medir la proporción de la diversidad observada en cada estación con relación a la máxima diversidad esperada, se empleó el índice de equidad de Pielou. Su valor va de 0 a 1, donde 1 corresponde a casos en los que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988). La fórmula para su cálculo fue:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Donde: J': Índice de equidad de Pielou.

H': Diversidad de Shannon- Wiener observada.

H' máx: Máxima diversidad de Shannon- Wiener esperada o  $\text{Log}_2(S)$ .

#### **IV.5.4. Análisis multivariados**

A través de los análisis multivariados se evaluaron diferencias significativas a nivel espacial y temporal, así como relaciones entre las especies, las variables fisicoquímicas y las estaciones de muestreo mediante diversos análisis. Todos estos se trabajaron solo con 5 de las 7 variables fisicoquímicas: oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, temperatura del agua, pH y turbidez. Para la evaluación del oxígeno en agua se escogió el oxígeno disuelto en lugar del porcentaje de saturación de oxígeno por ser un parámetro más usado en los trabajos con macroinvertebrados (Peralta & Huamantínco, 2014; Vizcardo & Gill-Kodaka, 2015; Silva, 2018; Castillo & Huamantínco, 2020). Se descartaron salinidad y sólidos totales disueltos ya que presentaban el mismo comportamiento que la conductividad eléctrica y solo generarían redundancia de información.

### **Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS)**

Para obtener una representación gráfica y evaluar patrones de distribución espacial y la relación entre las estaciones de muestreo se realizó el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) (Correa *et al.*, 2010) teniendo en cuenta que valores de “stress” <0,1 corresponden a una buena ordenación de datos (Clarke *et al.*, 2014). Se agregó la variable “dummy” para agrupar las estaciones en las que no hubo conteos de organismos, ya que esta variable ficticia da cierta similitud para dos o más estaciones en las que los valores de abundancia son muy escasos (Clarke *et al.*, 2006). Se trabajó en el software PRIMER-E Ltd v6.1.6 (Clarke & Gorley, 2006) a partir de los datos transformados aplicándoles la raíz cuadrada.

### **Análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de similitud porcentual (SIMPER)**

Con el fin de determinar si las estaciones de muestreo difieren significativamente en cuanto a la abundancia de coleópteros acuáticos, se usó el análisis de similitud (ANOSIM) de una vía; mientras que, para identificar los taxa que más influyen en los patrones comunitarios, se realizó el análisis de similitud porcentual (SIMPER) utilizando para ambos casos los factores: estación de muestreo y laguna (Clarke *et al.*, 2014). Ambas evaluaciones se realizaron mediante el software PRIMER-E Ltd v6.1.6 (Clarke & Gorley, 2006).

### **Análisis de componentes principales (ACP)**

Para determinar las relaciones entre las estaciones de muestreo y las variables fisicoquímicas, se hizo un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Rico *et al.*, 2014) a partir de los datos normalizados en el software PRIMER-E Ltd v6.1.6 (Clarke & Gorley, 2006).

### **Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)**

Para determinar el grado de correlación entre las variables fisicoquímicas y la distribución de los coleópteros acuáticos entre las estaciones de muestreo, se realizó el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (Wood *et al.*, 2001). Para eliminar el efecto de las diferentes escalas de las variables fisicoquímicas, previamente se realizó una transformación aplicando la raíz cuadrada a los datos fisicoquímicos y biológicos. La significancia estadística de los autovalores obtenidos en el ACC y las correlaciones entre especies y las variables fisicoquímicas se evaluaron con la prueba de Montecarlo basadas con 999 permutaciones (Nicolet *et al.*, 2004). Este análisis se realizó en el programa estadístico Past 3.26, (Hammer *et al.*, 2001).

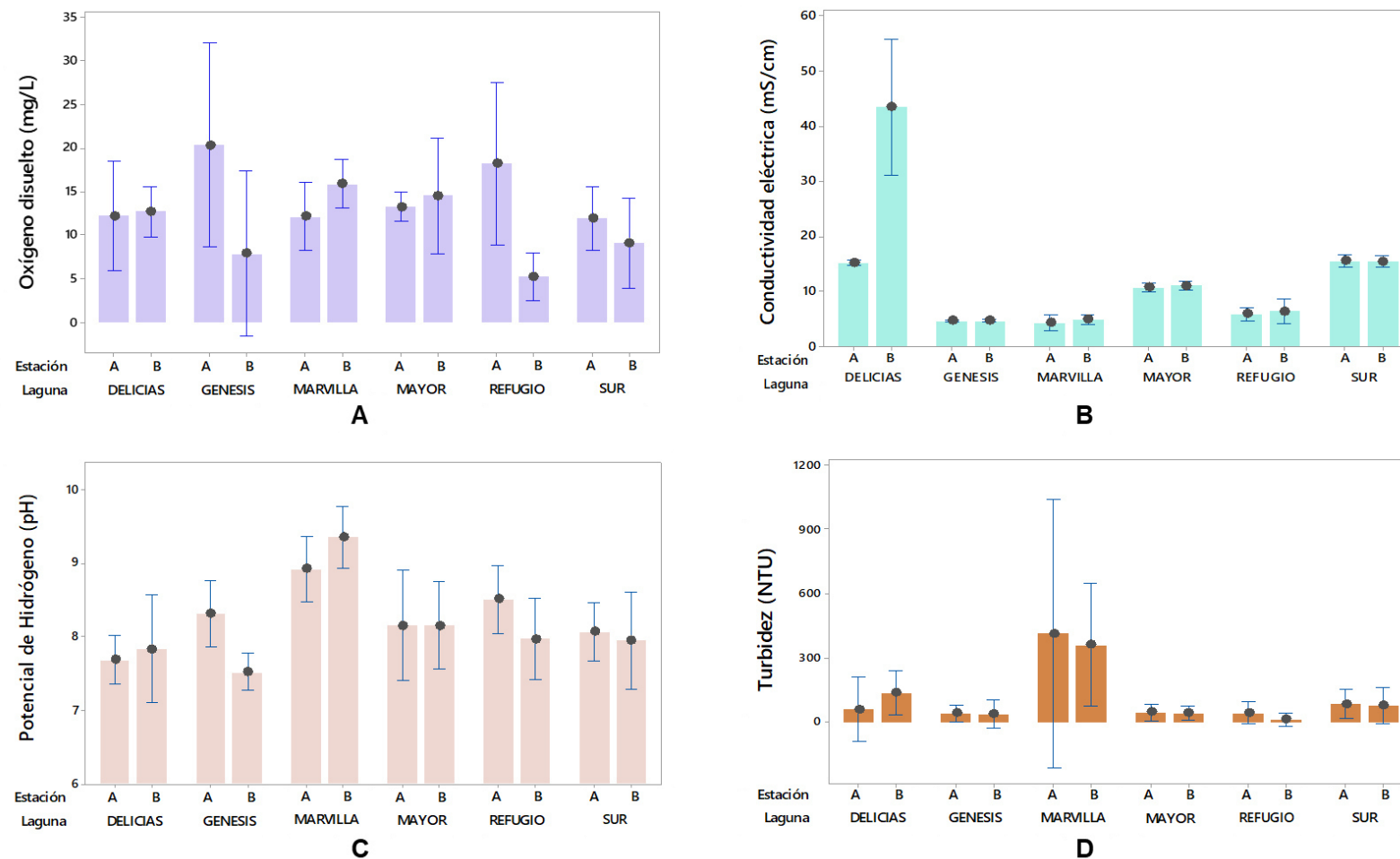
### **Correlación de Spearman**

Posteriormente se evaluó el nivel de significancia entre las variables bióticas (riqueza y abundancia) y abióticas, usando las variables fisicoquímicas, mediante la correlación de Spearman por tratarse de datos con distribución no paramétrica. La evaluación se realizó tanto a nivel global (julio 2017 a febrero 2018) como por campañas. Se utilizó en el programa Minitab 18.1.

## **V. RESULTADOS**

### **V.1. Caracterización fisicoquímica del agua**

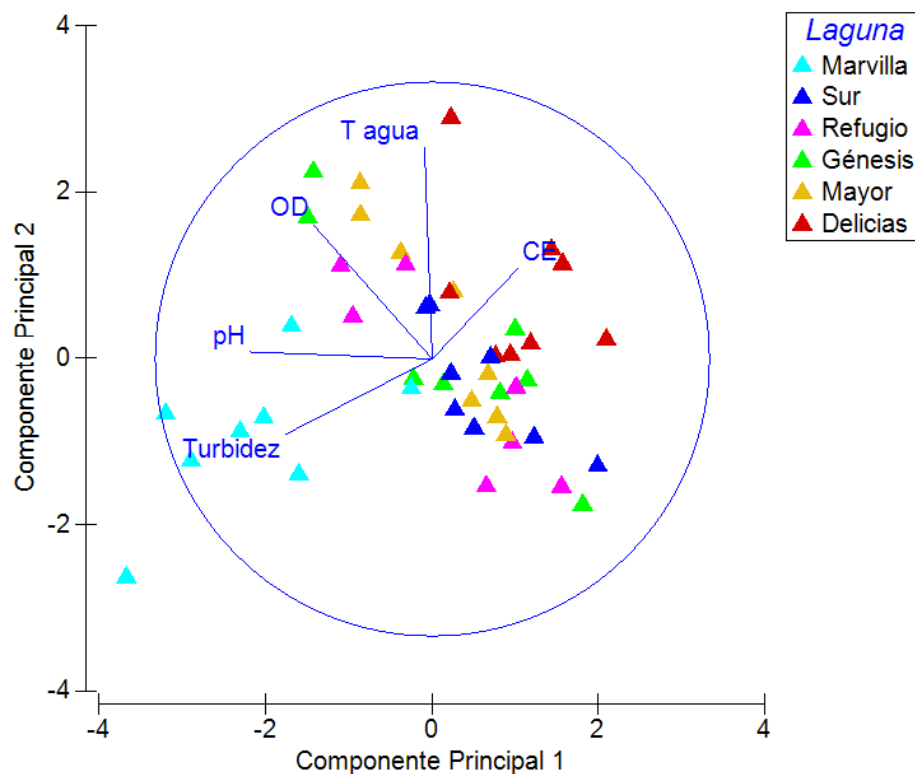
El porcentaje de saturación de oxígeno ( $O_2\%$ ) y el oxígeno disuelto (OD) alcanzaron niveles de 300% y 29,72 mg/L, respectivamente en Génesis A durante la campaña de diciembre del 2017 (Anexo 5), esta estación junto con Refugio A presentaron los valores más altos para ambos parámetros (Figura 14A); por otro lado, estaciones como Génesis B y Refugio B presentaron valores menores a 5 mg/L en las campañas de setiembre y diciembre del 2017 (Anexos 4 y 5). En las variables de conductividad eléctrica (CE), sólidos totales disueltos (TDS) y salinidad (Sal) destaca la estación Delicias B al presentar los valores más altos en todas las campañas de muestreo, lo que se refleja en la Figura 14B, alcanzando en diciembre picos de 52260  $\mu S/cm$ , 35,22 ppm y 26,49 ppm, respectivamente (Anexo 5); mientras que la CE fue menor a 10000  $\mu S/cm$  en las lagunas Génesis, Marvilla y Refugio. La temperatura del agua osciló entre 19,6°C en Marvilla A (julio) y 33,8°C en Delicias B (febrero) (Anexos 3 y 6). En cuanto al potencial de Hidrógeno (pH), la estación Génesis B presentó valores ligeramente alcalinos en todas las campañas, alcanzando el más bajo en diciembre con un pH=7,37; mientras que Marvilla B mostró valores muy alcalinos, llegando hasta pH=9,68 también en diciembre (Figura 14C, Anexo 5). Por su parte, la turbidez sería un factor importante en las estaciones de la laguna Marvilla, ya que presentaron valores muy altos (Figura 14D), llegando hasta los 977 NTU en Marvilla A en setiembre, a diferencia de Refugio B (diciembre y febrero) y Delicias A (febrero), muestreos en los que se registraron 0 NTU.



**Figura 14.** Barras de error típico de las principales variables fisicoquímicas al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Las desviaciones estándar individuales se utilizaron para calcular los intervalos. A: Oxígeno disuelto, B: Conductividad eléctrica, C: Potencial de Hidrógeno, D: Turbidez.

### Análisis de componentes principales (ACP)

Esta técnica estadística mostró que los dos primeros componentes explican juntos el 63,9% de la variación entre las variables fisicoquímicas aportando 37,6% y 26,2% respectivamente (Tabla 3). Las variables de mayor correlación con el Componente Principal 1 (CP1) fueron el pH (-0,66) y la turbidez (-0,531). La temperatura del agua (0,762) y el oxígeno disuelto (0,486) presentaron las correlaciones más altas para el CP2 (Tabla 3). Las lagunas con patrones más marcados fueron Marvilla al presentar correlación positiva con la turbidez y el pH, así como Delicias con la conductividad eléctrica, y la laguna Sur al observarse correlación negativa con el oxígeno disuelto (Figura 15).



**Figura 15.** Diagrama de ordenación de los primeros dos ejes del análisis de componentes principales (ACP) de lagunas y variables fisicoquímicas.

**Tabla 3.** ACP: Autovalores y porcentaje de variación explicados por los componentes principales (CP) para las lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa; valores de los autovectores para cada una de las 5 variables fisicoquímicas en cada CP.

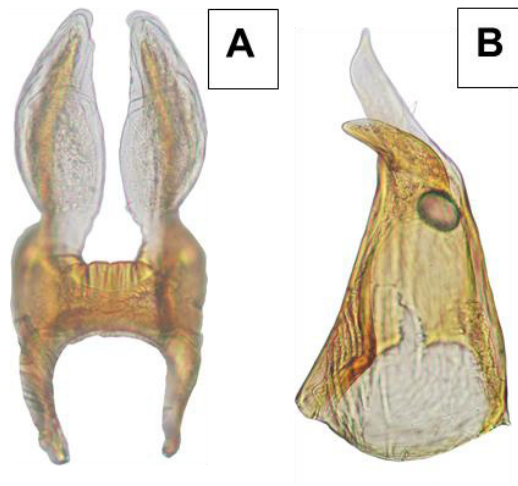
Variables	Componentes Principales				
	1	2	3	4	5
<b>Autovalor</b>	1,88	1,31	0,922	0,601	0,284
<b>%Variación</b>	37,6	26,2	18,4	12,0	5,7
<b>%Variación acumulada</b>	37,6	63,9	82,3	94,3	100,0
<b>Autovectores</b>					
<b>Oxígeno disuelto (OD)</b>	-0,431	0,486	0,059	0,743	0,153
<b>Conductividad eléctrica (CE)</b>	0,311	0,329	-0,838	0,092	-0,291
<b>Temperatura del agua (T agua)</b>	-0,028	0,762	0,136	-0,578	0,256
<b>pH</b>	-0,66	0,025	-0,017	-0,252	-0,707
<b>Turbidez (Turb.)</b>	-0,531	-0,273	-0,525	-0,205	0,571

## V.2. Identificación taxonómica

Se identificaron 13 especies de coleópteros acuáticos, de las cuales destacan dos nuevos registros para el Perú: *Desmopachria challeti* K. B. Miller, 2001 (Dytiscidae) e *Hydraena quechua* Perkins, 1980 (Hydraenidae), además de la reciente reclasificación de *Meridiorhantus calidus* (Fabricius, 1792) hecha por Balke y Hájek (2017), ya que antes se clasificaba dentro del género *Rhantus* Dejean, 1833 (Tabla 4).

Las identificaciones a nivel de especie fueron posibles gracias al uso de las claves taxonómicas mencionadas en la sección de análisis de datos (IV.5.1).

En los casos de *Hydraena quechua* Perkins, 1980 y *Desmopachria challeti* K. B. Miller, 2001 las identificaciones taxonómicas se realizaron, fundamentalmente, luego de las disecciones de genitalia en los machos, al observar la forma del edeago (Figuras 16 y 17).



**Figura 16.** Edeago de *Desmopachria challeti*. (A) Lóbulo medio. (B) Parámero derecho, vista del lado interno.

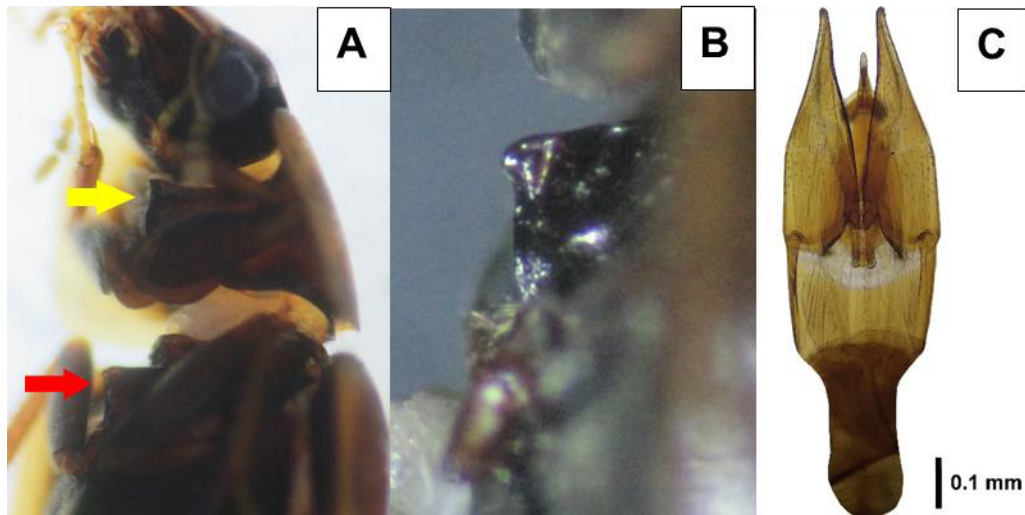


**Figura 17.** Edeago de *Hydraena quechua*.

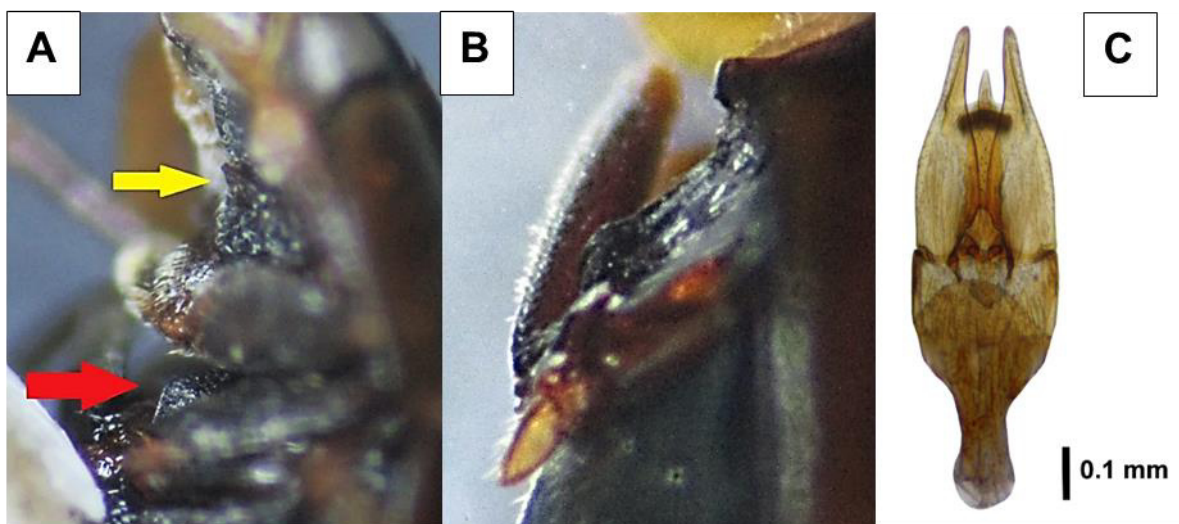
Por su parte, los dos morfotipos de *Enochrus* encontrados fueron diferenciados entre sí por el prosterno y la forma de la quilla o proyección que presentaban ambos en el mesosterno, además de las características del edeago. *Enochrus* sp. 1 presentó el prosterno carenado (Figura 18A) y una proyección mesosternal a modo de lámina triangular (Figura 18B); con respecto al edeago, los parámetros son de bordes casi rectos y van reduciendo su ancho hacia el ápice, terminando casi a modo de punta, el esclerito dorsal es más largo que el ventral y presenta su mitad posterior muy aguzada, terminando en un extremo puntiagudo (Figura 18C). Por su parte, *Enochrus* sp. 2 tiene el prosterno ligeramente carenado y la proyección mesosternal es llana y termina en



una giba baja en el extremo próximo al metasternito (Figura 19B); su edeago presenta parámetros con bordes redondeados, ligeramente curvos, terminando en extremos romos y su esclerito dorsal disminuye de ancho gradualmente desde la base y no presenta un extremo puntiagudo (Figura 19C).



**Figura 18.** Principales características de *Enochrus* sp. 1. (A) las flechas señalan el pro y mesosterno en vista lateral. (B) proyección del mesosterno en vista lateral. (C) edeago.



**Figura 19.** Principales características de *Enochrus* sp. 2. (A) Las flechas señalan el pro y mesosterno en vista lateral. (B) giba del mesosterno en vista lateral. (C) edeago.

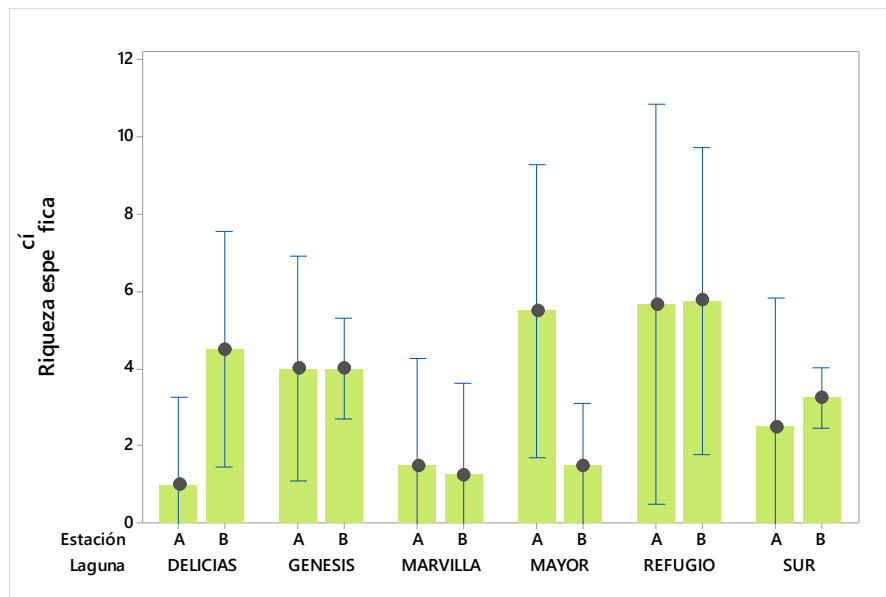
### **V.3. Composición de coleópteros acuáticos**

Las 13 especies de coleópteros acuáticos se agruparon en tres familias, siendo Dytiscidae la de mayor riqueza (seis especies), seguida por Hydrophilidae (cuatro especies) e Hydraenidae (tres especies).

En relación a las estaciones de muestreo, la que presentó mayor riqueza de coleópteros acuáticos fue Refugio B con 11 de las 13 especies identificadas, seguida por Refugio A con 10 (Tabla 4). En relación a campañas de muestreo, todas las campañas presentaron 12 especies cada una, a excepción de diciembre 2017 que solo presentó 10 especies diferentes (Anexo 7).

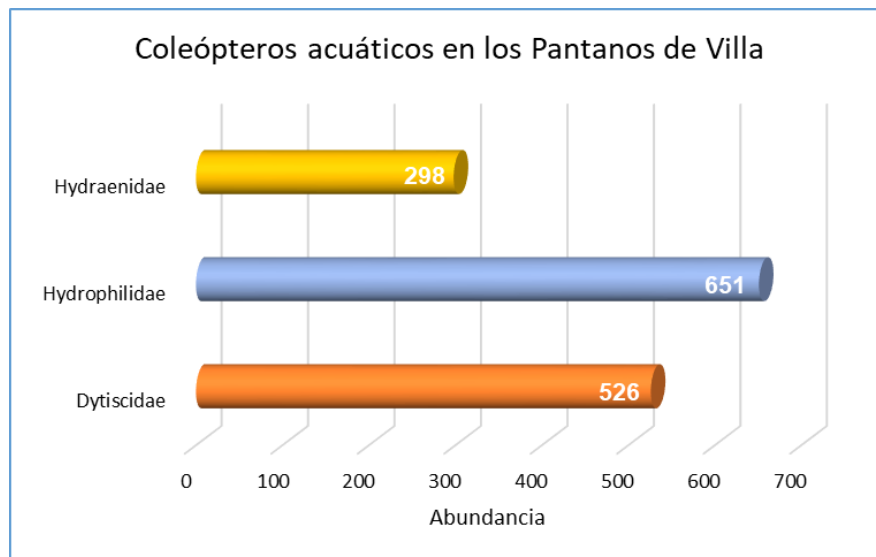
Las pruebas de Kruskal-Wallis evidenciaron diferencias significativas para la riqueza entre las estaciones de muestreo ( $p=0,005$ ) y entre lagunas ( $p=0,010$ ), pero no entre las campañas de muestreo ( $p=0,92$ ) (Anexo 8). Mientras tanto, las barras de error típico mostraron diferencias notorias entre las medias de las estaciones de las lagunas Delicias y Mayor (Figura 20).

Con respecto a la abundancia de coleópteros, se contaron 1475 individuos. La familia más abundante fue Hydrophilidae con 651 individuos, mientras que Hydraenidae fue la de menor abundancia con 298 individuos (Tabla 4, Figura 21).



**Figura 20.** Barras de error típico de la riqueza específica al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Las desviaciones estándar individuales se utilizaron para calcular los intervalos.

La familia Dytiscidae presentó su mayor abundancia en la estación Refugio B con 251 individuos y estuvo ausente en las estaciones Mayor B y Delicias A. Hydrophilidae estuvo presente en todas las estaciones, pero su mayor abundancia fue en Mayor A con 288 individuos, mientras que solo se encontró 1 individuo en Marvilla B. Hydraenidae también presentó su mayor abundancia en Mayor A con 134 individuos, pero estuvo ausente en Marvilla A y Mayor B (Tabla 4, Anexo 9). La estación con mayor conteo de coleópteros acuáticos fue Mayor A con 455 individuos seguida por Refugio B con 374 individuos. En contraste, las estaciones con menores abundancias fueron Mayor B y Marvilla A con 20 y 24 individuos respectivamente (Tabla 4).



**Figura 21.** Abundancia de las familias de coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú), julio 2017-febrero 2018.

La campaña de muestreo con mayor abundancia de coleópteros acuáticos fue julio 2017 con 440 individuos y la de menor abundancia fue en diciembre 2017 con 274 individuos. En la primera campaña se encontraron también los mayores niveles de abundancia para las familias Dytiscidae e Hydrophilidae con 158 y 249 individuos respectivamente y el menor para Hydraenidae con 33 individuos. En diciembre 2017 se registró la menor abundancia de hidrofílicos con 107 individuos. Mientras que en febrero 2018 se registraron la menor abundancia de ditiscidos con 105 individuos y la mayor de hidraénidos con 141 individuos (Anexos 7 y 10).

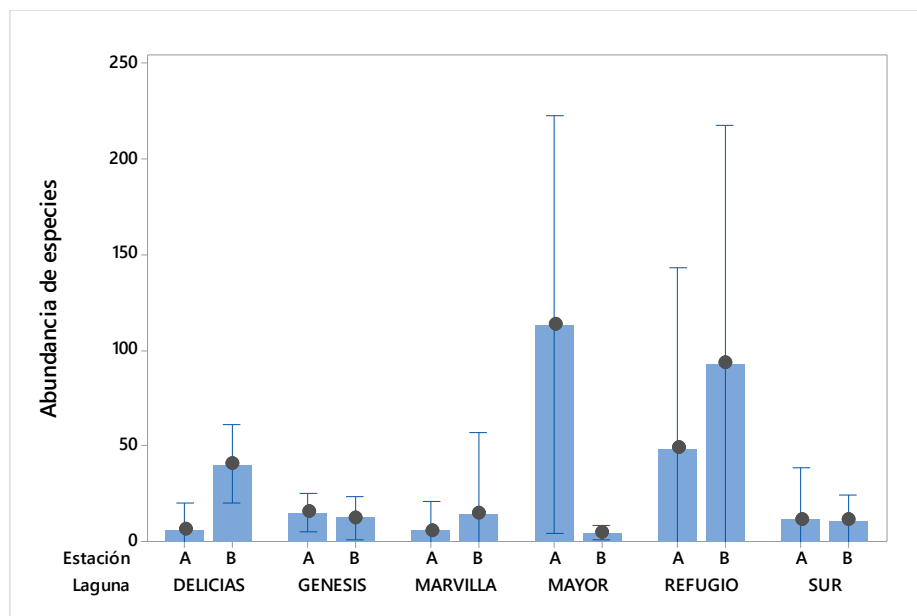
Las pruebas de Kruskal-Wallis mostraron diferencias significativas para la abundancia entre estaciones de muestreo ( $p=0,003$ ) y entre lagunas ( $p=0,021$ ), pero no entre campañas de muestreo ( $p=0,66$ ) (Anexo 11). Las barras de error típico muestran diferencias marcadas entre las medias e intervalos dentro de las lagunas Delicias y Mayor (Figura 22).

**Tabla 4.** Composición, riqueza y abundancia de coleópteros acuáticos en los Humedales de Villa (Lima, Perú) por estación de muestreo, Julio 2017-febrero 2018.

Familia	Especie	Abundancia												
		Delicias		Génesis		Marvilla		Mayor		Refugio		Sur		Total
		A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	
Dytiscidae	<i>Celina</i> sp. Aubé, 1837	0	0	2	0	0	0	0	0	2	1	0	0	5
	<i>Desmopachria challeti</i> K. B. Miller, 2001 <sup>N</sup>	0	0	2	4	0	5	4	0	56	106	0	1	178
	<i>Liodessus</i> sp. Guignot, 1939	0	1	15	0	17	52	25	0	41	112	0	1	264
	<i>Megadytes marginithorax</i> (Perty, 1830)	0	0	0	6	2	0	0	0	11	12	1	3	35
	<i>Meridiorhantus calidus</i> (Fabricius, 1792) *	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	<i>Rhantus</i> sp. Dejean, 1833	0	0	0	0	3	0	3	0	17	20	0	0	43
	Total de Dytiscidae	0	1	19	10	22	57	33	0	127	251	1	5	<b>526</b>
Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp. 1 Thomson, 1859	20	69	9	8	1	0	124	16	15	4	20	8	294
	<i>Enochrus</i> sp. 2 Thomson, 1859	0	37	23	13	0	1	23	0	1	26	0	0	124
	<i>Paracymus</i> sp. Thomson, 1867	5	25	0	1	0	0	116	1	0	1	2	0	151
	<i>Tropisternus lateralis</i> (Brullé, 1837)	0	15	0	0	1	0	25	3	1	0	6	31	82
	Total de Hydrophilidae	25	146	32	22	2	1	288	20	17	31	28	39	<b>651</b>
Hydraenidae	<i>Gymnochthebius peruvianus</i> (Balfour-Browne, 1971)	1	16	9	19	0	1	134	0	2	20	18	0	220
	<i>Hydraena quechua</i> Perkins, 1980 <sup>N</sup>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	20	0	1	23
	<i>Ochthebius batesoni</i> Blair, 1933	0	1	0	0	0	0	0	0	1	52	0	1	55
	Total de Hydraenidae	1	17	11	19	0	1	134	0	3	92	18	2	<b>298</b>
Riqueza específica		3	7	7	6	5	4	9	3	10	11	5	7	13
Abundancia		26	164	62	51	24	59	455	20	147	374	47	46	<b>1393</b>

<sup>N</sup> Nuevo registro para el Perú

\* Actualización de género



**Figura 22.** Barras de error típico de la abundancia de especies al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Las desviaciones estándar individuales se utilizaron para calcular los intervalos.

Mediante las pruebas de t de 2 muestras y Mann-Whitney, según la evaluación previa de la normalidad de los datos, se evaluó si existían diferencias estadísticas entre las estaciones A y B para cada laguna en base a la riqueza específica y la abundancia de especies. Se encontró que solo las lagunas Delicias y Mayor presentaron diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) (Anexo 12).

#### **V.4. Estructura comunitaria**

##### **V.4.1. Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ )**

A nivel espacial, la laguna Marvilla fue la menos diversa con 0,746 bits/individuo, siendo Marvilla B la estación que registró el valor más bajo de todas las estaciones con 0,459 bits/individuo; en contraste, los valores más altos de diversidad se encontraron en la

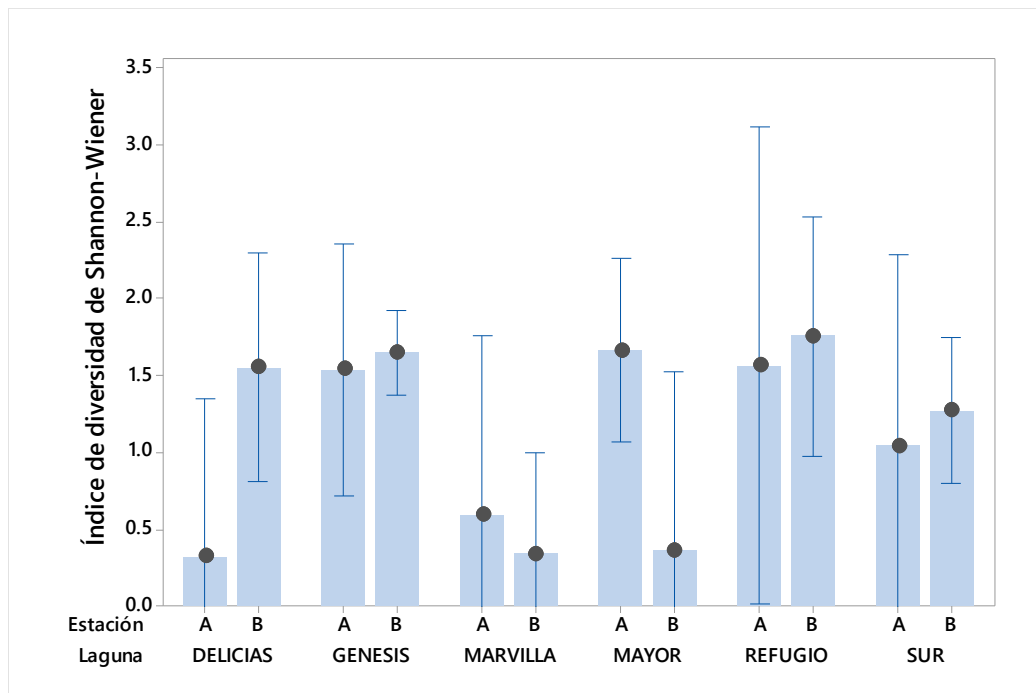
laguna Refugio con 1,868 bits/individuo y la estación Refugio B con 1,838 bits/individuo (Tabla 5).

**Tabla 5.** Valores de los índices de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) y equidad de Pielou ( $J'$ ) para cada estación y laguna de los Pantanos de Villa.

Laguna	Estación	$H'$		$J'$	
Delicias	A	0,644	1,437	0,586	0,738
	B	1,495		0,768	
Génesis	A	1,604	1,760	0,824	0,801
	B	1,535		0,857	
Marvilla	A	0,976	0,746	0,607	0,359
	B	0,459		0,331	
Mayor	A	1,621	1,616	0,738	0,735
	B	0,613		0,558	
Refugio	A	1,619	1,868	0,703	0,752
	B	1,838		0,767	
Sur	A	1,210	1,459	0,752	0,664
	B	1,081		0,556	

A nivel temporal, la estación Mayor B presentó la menor diversidad con 0 bits/individuo en las campañas de setiembre y diciembre del 2017 y febrero del 2018 al presentar solo una especie en estos muestreos; en contraste, la estación con mayor diversidad fue Refugio B en setiembre del 2017 con 2,435 bits/individuo (Anexo 13).

Las pruebas de Kruskal-Wallis indicaron que existen diferencias significativas del índice de Shannon-Wiener entre las estaciones de muestreo ( $p=0,013$ ) y también a nivel de laguna ( $p=0,022$ ), pero no entre las campañas de muestreo ( $p=0,952$ ) (Anexo 14). Al no haber diferencias significativas entre campañas de muestreo, solo se realizaron barras de error típico agrupando las estaciones de cada laguna y se observaron diferencias marcadas entre estaciones en las lagunas Delicias y Mayor (Figura 23).



**Figura 23.** Barras de error típico del índice de diversidad de Shannon-Wiener al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Las desviaciones estándar individuales se utilizaron para calcular los intervalos.

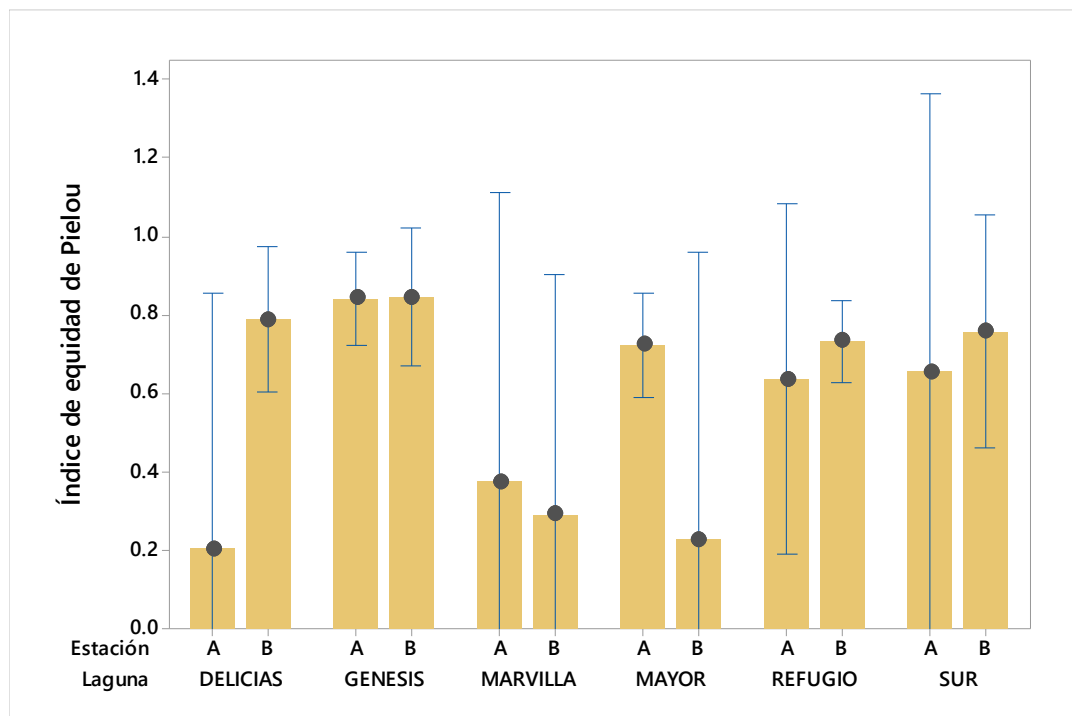
#### V.4.2. Índice de equidad de Pielou ( $J'$ )

A nivel espacial, la laguna con la menor equidad fue Marvilla con  $J'=0,746$ , y a nivel de estaciones, Marvilla B con  $J'=0,331$ ; en el otro extremo, la mayor equidad se encontró en Génesis con  $J'=0,801$  y, a nivel de estaciones, en Génesis B con  $J'=0,857$  (Tabla 5).

A nivel temporal, la estación que mostró mayor equidad en la estructura de la comunidad de coleópteros acuáticos fue Delicias B en diciembre ( $J'=0,958$ ), mientras que la estación Mayor B presentó  $J'=0,00$  en las campañas de setiembre y diciembre del 2017 y febrero del 2018 al presentar solo una especie (Anexo 15).



Las evaluaciones de Kruskal-Wallis indicaron que los valores del índice de equidad de Pielou no presentan diferencias significativas entre estaciones de muestreo ( $p=0,250$ ), lagunas ( $p=0,082$ ) ni campañas de muestreo ( $p=0,218$ ) (Anexo 16). Como representación gráfica, se calcularon las barras de error típico a nivel de estaciones de muestreo donde se observan diferencias marcadas solo entre las medias en las lagunas Delicias y Mayor a pesar de no ser estadísticamente significativas (Figura 24).

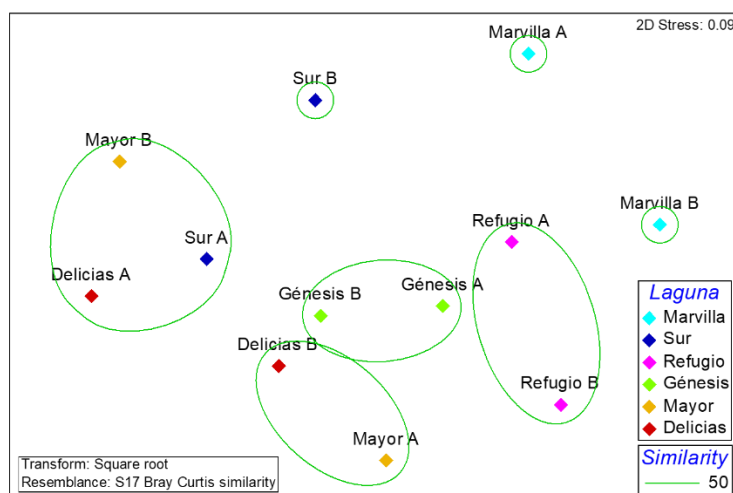


**Figura 24.** Barras de error típico del índice de equidad de Pielou al 95% de confianza para las lagunas según estaciones de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Las desviaciones estándar individuales se utilizaron para calcular los intervalos.

## V.5. Distribución espacial y temporal de coleópteros acuáticos

### V.5.1. Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS)

Se realizó el análisis de nMDS con los datos obtenidos para cada estación en cada campaña de muestreo, pero los resultados no mostraron patrones claros de agrupamiento, además de presentar un ordenamiento poco confiable (Stress=0,19). Debido a estos resultados, sumados a que no se encontraron diferencias significativas para riqueza ni abundancia a nivel de campañas de muestreo, se procesaron los datos globales de abundancia a nivel de estaciones de muestreo (Tabla 4) en el análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS). Se evidenció un buen ajuste en el ordenamiento de datos (Stress=0,09) con cuatro agrupamientos al nivel de similitud del 50% (Figura 25). Dos de estos grupos resaltaron la ausencia de diferencias entre estaciones dentro de las lagunas Refugio y Génesis. No se observaron similitudes entre las estaciones dentro de las lagunas Sur y Marvilla, pero se encontraron semejanzas entre la estructura comunitaria de coleópteros de las estaciones Delicias B y Mayor A. Por otra parte, las estaciones Delicias A, Mayor B y Sur A se agruparon, probablemente, debido a la dominancia de la familia Hydrophilidae en estos puntos.



**Figura 25.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS) para la abundancia de coleópteros acuáticos por lagunas en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).

Adicionalmente, se realizaron análisis de nMDS por separado para cada una de las tres familias. En el caso de la familia Hydrophilidae (Anexo 17) se formaron cuatro grupos al 60% de similitud: las estaciones de Génesis, las de Refugio, y Delicias B con Mayor A probablemente por presentar las cuatro especies y los valores más altos de abundancia para esta familia, mientras que el grupo de Delicias A con Mayor B y Sur A, se formaría por la ausencia de la especie *Enochrus* sp. 2.

En el análisis de la familia Dytiscidae (Anexo 18) se formaron, al 60% de similitud, básicamente los mismos cuatro grupos del caso anterior, destacando el grupo formado por las estaciones Delicias B, Génesis A, Mayor A y la laguna Marvilla que se generaría por los altos conteos para *Liodessus* sp.

Los resultados de la familia Hydraenidae (Anexo 19) presentaron un buen ajuste en el ordenamiento de datos (Stress=0,05) y no mostraron agrupamientos diferentes a los observados con los resultados de las otras familias. En este caso, por tener solo tres especies y observar un posible comportamiento diferenciado, también se realizó un gráfico de burbujas para cada especie. Al comparar los tres gráficos, se observó que *Gymnochthebius peruvianus* habita en varias lagunas de los Pantanos de Villa y alcanzó su mayor abundancia en la estación Mayor A (Anexo 20); a diferencia de *Ochthebius batesoni* e *Hydraena quechua*, ya que estas dos especies presentaron distribuciones restringidas a solo algunas estaciones, y ambas registraron su mayor abundancia en Refugio B (Anexos 21 y 22).

#### **V.5.2. Análisis de similitud (ANOSIM) y análisis de similitud porcentual (SIMPER).**

Luego del ordenamiento de datos, el análisis de similitud (ANOSIM) encontró diferencias significativas a nivel de estaciones de muestreo ( $R=0,567$  y  $p=0,001$ ) y a nivel de laguna

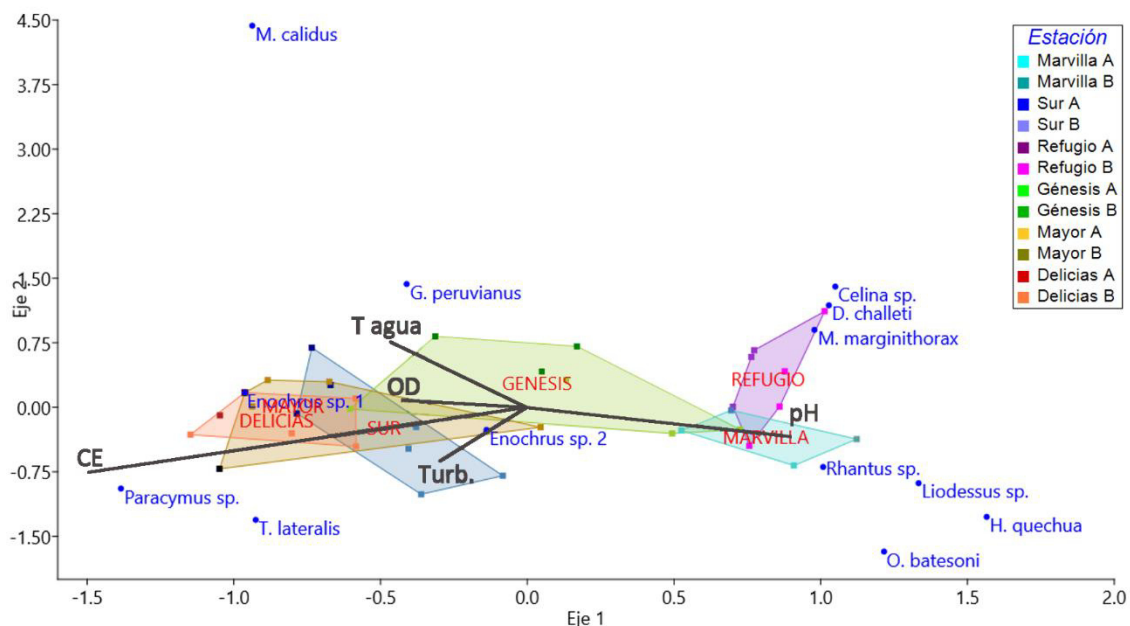
( $R=0,434$  y  $p=0,001$ ); mientras que, a nivel temporal, no se encontraron diferencias significativas entre las campañas de muestreo ( $R= -0,043$  y  $p=0,90$ ).

Para identificar las especies responsables de las diferencias entre los grupos y su contribución a estas, se realizó el análisis de similitud porcentual (SIMPER), en el que se observa, a nivel de estaciones dentro de cada laguna, un porcentaje de disimilitud del 89,09% entre las estaciones A y B de la laguna Marvilla (Anexo 23), siendo que las especies con mayor contribución a estas diferencias fueron *Liodesus* sp. (50,37%) y *Megadytes marginithorax* (10,87%). Mientras que, en el análisis entre lagunas, se encontró el mayor porcentaje de disimilitud entre las lagunas Marvilla y Delicias con un 95,87% (Anexo 24), donde las principales contribuciones fueron de *Enochrus* sp. 1 (32,09%), *Liodesus* sp. (18,27%) y *Paracymus* sp. (16,61%).

## **V.6. Influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución espacio-temporal del orden Coleoptera**

### **V.6.1. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC)**

Se obtuvo el 79,45% de varianza acumulada por los ejes 1 y 2 aportando el 61,08% y 18,37%, respectivamente (Tabla 6). Mientras que, el plot de datos muestra que las abundancias de las especies de la familia Dytiscidae (con excepción de *Meridiorhantus calidus*) están correlacionadas positivamente a los valores de pH y correlacionadas negativamente a la conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto. Las estaciones de las lagunas Marvilla y Refugio se caracterizaron por altos valores de pH (muy alcalino) en los que *Liodesus* sp. y *Desmopachria challeti* fueron los coleópteros más abundantes, mientras que las lagunas Mayor y Delicias se caracterizaron por niveles bajos de pH (ligeramente alcalinos) y moderados a altos para conductividad eléctrica, además de mayores abundancias de *Enochrus* sp. 1 y *Paracymus* sp. (Figura 26).



**Figura 26.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los coleópteros acuáticos y variables ambientales en 5 lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).

Los vectores en la Figura 26 señalan que en el Eje 1 existe una alta correlación negativa con la conductividad eléctrica y correlación positiva con el pH, mientras que para el eje 2 las principales correlaciones fueron con la temperatura del agua (positiva) y con la conductividad eléctrica (negativa). De manera general, a la derecha del gráfico y correlacionado con bajos valores de conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto se ubican las especies de Dytiscidae e Hydraenidae; mientras que, en el otro extremo, hacia el lado izquierdo se ubican las especies de Hydrophilidae coincidiendo sobre todo con valores altos de conductividad eléctrica. En el centro del gráfico, *Enochrus sp. 2* y *Gymnochthebius peruvianus* se relacionan con los valores promedios de los parámetros mostrados.

**Tabla 6.** Autovalores y varianza de los ejes formados por el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y significancia (valor p) según la prueba de Montecarlo. Var.: Varianza.

Eje	Autovalor	% Var.	% Var acumulada	Valor p
1	0,268	61,08	61,08	0,003
2	0,081	18,37	79,45	0,288
3	0,046	10,55	90,00	0,307
4	0,044	9,997	100,00	0,009
5	0,000	6,7E-04	100,00	0,250

### V.6.2. Correlación de Spearman

Teniendo en cuenta que los valores de correlación de Spearman oscilan entre -1 y 1, a nivel global no se encontraron fuertes correlaciones entre los factores bióticos (riqueza y abundancia) y los abióticos (variables fisicoquímicas) ni tampoco correlaciones significativas ( $p < 0,05$ ); a pesar de ello, las correlaciones más altas para la riqueza y abundancia resultaron ser con la temperatura del agua ( $Rho = 0,187$  y  $0,230$  respectivamente) y con la turbidez ( $Rho = -0,182$  para riqueza y  $Rho = -0,226$  para abundancia) como se muestra en la Tabla 7. Al evaluar las correlaciones en cada campaña de muestreo, solo se encontró una correlación significativa ( $p = 0,046$ ) que corresponde a la abundancia con el pH ( $Rho = -0,585$ ) en la campaña de diciembre del 2017 (Anexo 27).

**Tabla 7.** Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, julio 2017 a febrero 2018.

		O2	CE	T	pH	Turb
Riqueza	Rho de Spearman	-0.099	0.043	0.187	-0.123	-0.182
	Valor p	0.508	0.775	0.207	0.409	0.220
Abundancia	Rho de Spearman	-0.162	0.175	0.230	-0.166	-0.226
	Valor p	0.276	0.240	0.119	0.265	0.126

## VI. DISCUSIÓN

### VI.1. Caracterización fisicoquímica del agua

Al comparar los valores obtenidos para algunas variables fisicoquímicas con los indicados en los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua (DS 004-2017-MINAM) en la Categoría 4: Conservación del ambiente acuático, como lo establece el Plan Maestro (SERNANP, 2016); se observó que la mayoría de estaciones cumplió con el valor mínimo de 5 mg/L de Oxígeno disuelto (OD), excepto las estaciones Génesis B, Refugio B y Sur B, donde se observaron valores bajos de OD que podrían ser consecuencia de las plantas flotantes que abundaron en estos puntos (como *Hydrocotyle ranunculoides* o especies del género *Bacopa*) ya que al cubrir la superficie del agua se interrumpe el intercambio de gases entre esta y la atmósfera, lo que provocaría la disminución de este parámetro (Martelo & Lara, 2012). Los niveles de conductividad eléctrica excedieron el estándar (1 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), aunque guardan cierta coherencia con lo reportado por Peralta y Huamantínco en el 2014 (entre 4960  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 16360  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ); estos altos valores de conductividad eléctrica se deberían, básicamente, a dos factores: (1) la alta salinidad de los suelos y aire de la zona que aumentan las concentraciones de sales en los cuerpos de agua y (2) la cercanía al mar que generaría un aumento en la entrada de sales por escorrentía (INGEMMET, 2019). Los valores más altos (>20 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) se encontraron en la estación Delicias B, donde se evidenció el mayor impacto antropogénico. Los valores de pH cumplieron con los requisitos del ECA (entre 6,5 y 9,0) en la mayoría de lagunas, a excepción de Marvilla, donde se encontraron valores alcalinos que llegaron a 9,68. Estos valores elevados podrían estar relacionados con su cercanía al mar, teniendo en cuenta que Contreras y Kerekes (1993) señalan que en los sistemas costeros los valores de pH están dados por el intercambio de  $\text{CO}_2$  atmosférico y el agua, generando ácido carbónico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) que a su vez forma sales de carga negativa. La interacción de estas sales, en el agua de mar, resulta en valores ligeramente alcalinos (Broecker, 1974).

Según indican Vargas y Romero (2006), los sólidos suspendidos y las partículas coloidales son responsables de la turbidez y el color del agua. Ambos grupos están formados por partículas de origen inorgánico (arcillas y arena) y orgánico (fitoplancton, zooplancton y residuos de materia orgánica en descomposición). La diferencia entre ambos grupos es que las partículas coloidales presentan menor tamaño y velocidad de sedimentación, además de estar cargadas negativamente debido a la presencia de grupos  $\text{RCOO}^-$  y  $\text{OH}^-$  (Guzmán *et al.*, 2013). Teniendo en cuenta estos datos y otras observaciones (Mg. Maribel Baylon, comunicación personal), los altos niveles de turbidez en la laguna Marvilla podrían tener su origen en una floración de algas del género *Microcystis* (evidenciado por el color verde del agua) cuyo desarrollo se ve favorecido en ambientes con pH entre 6 y 9 (Msagati *et al.*, 2006), condición que estaría originada por la presencia de partículas coloidales en la laguna.

Otro factor que podría estar involucrado con la turbidez del agua podría ser el nivel de coliformes totales ya que estudios en el tratamiento de aguas potables reportan una fuerte correlación positiva con la turbidez del agua, tanto antes como después del proceso de filtración (Marcó *et al.*, 2004). Incluso, en el 2015, la Oficina de Investigación Científica y Desarrollo de Proyectos (ICDP) de la Municipalidad Metropolitana de Lima, en colaboración con dependencias del Ministerio de Salud, informó que los niveles de coliformes termotolerantes excedían los ECA ( $<1\ 000$  NMP/100 mL) en las lagunas Delicias, Mayor y Génesis; mientras que en el 2016, al repetir el análisis en 22 puntos del RVSLPV y zonas aledañas, se encontró que las lagunas del refugio cumplían con los ECA, excepto un punto dentro de la laguna Mayor y las zonas aledañas al área protegida (ICDP, 2016), lo que se debe a que estos lugares se encuentran en zonas urbanas que no cuentan con alcantarillado; cabe mencionar que en dichos puntos se encuentran dos manantiales que, a través de canales aportan agua a las lagunas de Los Pantanos de Villa, lo que podría explicar los valores elevados encontrados en la primera evaluación.



Tal como se observa en el gráfico del PCA (Figura 15), la laguna Marvilla se diferencia, de las demás, por sus fuertes correlaciones con la turbidez y pH; mientras que, las demás lagunas no muestran correlaciones diferenciadas con algún parámetro fisicoquímico en específico, a excepción de la laguna Sur que evidencia correlación negativa con el OD.

## **VI.2. Identificación de coleópteros acuáticos**

La identificación de los coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa requirió consultar literatura especializada (véase la sección de análisis de datos ([IV.5.1](#))) y comunicación con especialistas; sin embargo, algunas identificaciones quedaron a nivel de morfotipo, por lo que a continuación se discute sobre este punto.

En los casos de *Hydraena quechua* Perkins, 1980 y *Desmopachria challeti* K. B. Miller, 2001 inicialmente se presentaron dificultades para reconocer algunas características morfológicas por tratarse de coleópteros pequeños (con tamaños menores a 1,5 mm y 1,7 mm, respectivamente); pero en ambos casos, el edeago permitió identificar fácilmente las especies colectadas ya que (1) estas presentan edeagos con formas muy distintas a los de las otras especies dentro de cada género (Figuras 16 y 17) y (2) existen publicaciones sobre nuevas especies colectadas en Sudamérica (tanto para la familia *Hydraenidae* como para el género *Desmopachria*) que incluyen descripciones detalladas, especialmente por la calidad de las ilustraciones de la genitalia.

Para el género *Liodesssus* Guignot, 1939 ocurre lo contrario a lo descrito anteriormente, ya que, al hacer la revisión bibliográfica, las claves taxonómicas encontradas corresponden a zonas de Colombia (Megna *et al.*, 2019) y Norteamérica (Larson & Roughley, 1990) y en ninguno de los casos se encontraron coincidencias entre las estructuras descritas a lo largo de las claves taxonómicas y los individuos colectados.

Otro punto a destacar es que una estructura de carácter diagnóstico, como es el edeago, presenta ligeras diferencias entre especies (suaves curvaturas en vista lateral y ventral del lóbulo medio, extremo apical de este último con forma redondeada o no, grosor de los parámetros, entre otros); incluso, se reporta que individuos de una misma especie colectados en diferentes localidades presentan variaciones en la forma de esta estructura (Miller, 1998), lo que sumado a la falta de revisiones taxonómicas para este género en la región del neotrópico, no permitió identificar a nivel de especie los individuos colectados en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

Con respecto a *Celina* Aubé, 1837 tampoco se encontraron claves taxonómicas para las especies del neotrópico ni descripciones taxonómicas disponibles, por ello no fue posible siquiera confirmar o descartar de si se trataría de la única especie de *Celina* reportada en el listado de especies de Dytiscidae para el Perú (Chaboo & Shepard, 2015). Además, tal como lo describe Sondermann (2017), existen tres limitantes básicas para la identificación de especies de *Celina*: (1) la falta de investigaciones taxonómicas en este género, (2) que las descripciones originales presentan debilidades típicas de su época (como la calidad y proporción de las estructuras en los gráficos) y (3) que la morfología genital muestra poca variación entre varias especies.

En el caso de *Rhantus* Dejean, 1833 inicialmente se trató de confirmar o descartar la presencia de *Rhantus signatus* (reportado por Blancas en 1978), pero la coloración del pronoto y la forma de estructuras como las uñas y los parámetros del macho no parecían coincidir con la descripción dada por Moroni (1988) para especies del género *Rhantus* Dejean en Chile. Los problemas en la identificación dentro de este género son señalados por Sondermann (2017) al mencionar que, a pesar la creación de grupos de especies por parte de Balke (1992 y 1998), Peck y Balke (1993) y Mornière *et al.* (2014), existen discrepancias entre las clasificaciones de algunas especies en base a caracteres morfológicos y en base a caracteres moleculares. Este mismo autor también menciona que aunque no hay claves taxonómicas para especies, es posible reconocer algunas en

base a las descripciones de algunos autores; pero que, sin embargo, existen cuestionamientos taxonómicos sobre el estatus sistemático de algunas poblaciones de *Rhantus*, con respecto a si realmente corresponderían a especie, subespecie o alguna categoría infra-subespecífica.

Por su parte, Shepard y Chaboo (2015) reportaron dos especies de *Paracymus* Thomson, 1867 para el Perú, pero al comparar los individuos colectados en el RVSLPV con las descripciones taxonómicas de ambas especies (Wooldridge, 1973), se encontraron coincidencias subjetivas con ambas descripciones (tales como tamaño, coloración del cuerpo y forma del edeago, por mencionar algunas), por ello su identificación fue solo hasta género.

En el caso del género *Enochrus*, donde la identificación quedó a nivel de morfotipo, se tienen sospechas de a qué especies corresponderían. Teniendo en cuenta las características del prosterno, mesosterno y edeago, además de los registros previos en los Pantanos de Villa y claves taxonómicas de regiones con comunidades de coleópteros muy similares a las encontradas aquí, se postula que *Enochrus* sp. 1 se trataría de *Enochrus waterhousei* Blair, 1933, mientras que *Enochrus* sp. 2 podría ser *Enochrus obscurus* Sharp, 1882. Ambas especies se encuentran reportadas para Perú, incluso Fernández (1988) menciona que en el material examinado para las descripciones de *E. obscurus* se incluye un ejemplar de la “Laguna Villa (Perú)”. A pesar de consultar con otros investigadores, los problemas principales para confirmar o descartar estas especies fueron la gran variabilidad morfológica que se observan en el género (e incluso dentro de algunas especies) y sobre todo la falta de investigaciones actualizadas para esta región en este género tan diverso. Al respecto, Clarkson *et al.* (2018) mencionan que la identificación de hidrofílicos neotropicales (tanto de larvas como adultos) a nivel genérico representa un reto y resulta casi imposible a nivel de especie. Aun así, para ambas especies postuladas existen descripciones de individuos encontrados en la zona neotropical que involucran morfología externa (patrones de

coloración y medidas corporales) e interna (genitalia masculina o edeago), pero estas se realizaron hace más de 30 años (Fernández, 1988 y 1997) y presentan términos subjetivos como “suave curvatura” o “suavemente carenado” que se repiten en más de una especie, lo que hace necesaria la comparación directa entre tipos de diferentes especies para reconocer las diferencias indicadas en las claves taxonómicas; a esto se suman los dibujos científicos que se realizaron manualmente, aumentando el grado de incertidumbre al contrastar las estructuras separadas en las disecciones con los esquemas publicados en las descripciones originales.

A pesar de que las claves taxonómicas y descripciones de especies para *Enochrus* mencionan la coloración del cuerpo como parte de sus características diagnósticas, esto no fue tomado en cuenta para diferenciar ambos morfotipos ya que se encontraron ejemplares con coloración externa similar: algunos de color testáceo, otros negro, marrón o rojizo oscuro; esto podría deberse al proceso de esclerotización; por ello se optó, inicialmente, por una característica más evidente y también utilizada en algunas claves taxonómicas: la proyección mesosternal; acompañada del edeago.

Otro punto a mencionar es que algunas especies de coleópteros de las islas Galápagos (como *Tropisternus lateralis* (Brullé, 1837) y *Ochthebius batesoni* Blair, 1933) también son reportadas en los Pantanos de Villa, lo que tendría mayor importancia teniendo en cuenta que en la clave taxonómica presentada por Peck (2006) para estas islas, *Enochrus* presenta dos especies que son diferenciadas por la proyección mesosternal: *E. waterhousei* y *E. obscurus*. Entonces, de confirmarse que los morfotipos encontrados en Pantanos de Villa corresponden a estas especies, se podría incluso sospechar que el transporte de estos insectos se daría a través de las aves migratorias, tal como Green y Sánchez (2006) reportaron sobre la dispersión pasiva de larvas de quironómidos que fueron encontradas vivas en las muestras fecales de aves conocidas como aguja colinegra (*Limosa limosa*) que migraron hacia el suroeste de España.

Al comparar los coleópteros encontrados en este trabajo con los resultados de otras investigaciones en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, se observa que las familias reportadas coinciden con los trabajos de Blancas (1978) y Peralta y Huamantínco (2014), aunque estos últimos reportan también a la familia Scirtidae. Se observan especies en común con el trabajo de Blancas (*Megadytes marginithorax* y *Meridiorhantus calidus*), que también son reportadas por Peralta y Huamantínco junto con *Tropisternus lateralis*, *Gymnochthebius peruvianus* y *Ochthebius batesoni*. Una de las diferencias más resaltantes en las identificaciones taxonómicas sería la identificación de los dos nuevos registros para el Perú (*Desmopachria challeti* e *Hydraena quechua*) y la confirmación de la presencia de dos morfotipos diferentes de *Enochrus* indicada en el trabajo de Peralta y Huamantínco. Así mismo, Blancas reporta cuatro morfotipos diferentes para el género *Rhantus*, de los cuales solo *Rhantus calidus* (actualmente *Meridiorhantus calidus*) pudo confirmarse en este trabajo debido a los problemas descritos por Sondermann (2017). Las diferencias en las especies identificadas en estas tres investigaciones podrían deberse a que cada trabajo tuvo métodos de muestreo diferentes ya que Blancas realizó una sola campaña de muestreo y utilizó tanto colectas directas (en plantas extraídas manualmente) como colectas con redes y coladores en dos tipos de ambientes (lénticos y lóticos), mientras que Peralta y Huamantínco trabajaron en cuatro lagunas durante dos campañas de muestreo utilizando una red de fondo.

### VI.3. Composición y distribución de la comunidad de coleópteros acuáticos

Las tres familias de coleópteros acuáticos encontradas corresponden a las mismas tres familias principales reportadas por Millán *et al.* (2014) y Guareschi *et al.* (2015) para ambientes lénticos. Las que presentaron mayor riqueza específica fueron Dytiscidae e Hydrophilidae, resultados que concuerdan con los trabajos de Von Ellenrieder y Fernández (2000), Torres *et al.* (2008), Peralta y Huamantínco (2014) y Castillo y Huamantínco (2020). Por su parte, la familia Hydrophilidae presentó la mayor abundancia de individuos, esto podría atribuirse a su gran capacidad de tolerancia en ambientes perturbados (Roldán, 2003).

Los ditiscidos, además de los hidraénidos *Ochthebius batesoni* Blair, 1933 e *Hydraena quechua* Perkins, 1980, demostraron su preferencia por ambientes de poca profundidad y con vegetación cubriendo gran parte del espejo de agua, como sucedió en Refugio B. Estas condiciones son favorables para el desarrollo de ditiscidos como *Liodessus* Guignot, 1939 y *Desmopachria* Babington, 1841 (Larson *et al.*, 2000) y los hidraenidos antes mencionados (Perkins, 1980); mientras que *Celina* Aubé, 1837 muestra cierta restricción a este tipo de ambientes, ya que solo se encontró en Refugio y Génesis.

Los resultados de diversidad obtenidos siguen los lineamientos de Margalef (1972), ya que estos indican que el valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener generalmente se encuentra entre 1,5 bits/individuo y 3,5 bits/individuo, superando rara vez los 4,5 bits/individuo. Así mismo, los valores obtenidos corresponden, en su mayoría, a una diversidad media ya que se encuentran entre 1,50 bits/individuo y 2,70 bits/individuo (Margalef, 1998); además, indican que el ecosistema se encuentra bajo tensión antrópica por presentar valores menores a 2,5 bits/individuo (Vizcardo & Gill-Kodaka, 2014 y Muñoz, 2016), tal como se evidenció en al menos cinco estaciones al observar residuos plásticos o desmonte en las orillas. Por su parte, estaciones como Delicias A, Marvilla A y B, y Mayor B, presentaron valores menores a 1 bit/individuo, lo

que se debería a la cercanía con las zonas urbanas y, para el caso de Marvilla, por los altos niveles de turbidez y la interacción con los turistas y clientes del establo cercano.

El ordenamiento de las estaciones de muestreo en base a su composición y estructura comunitaria, agrupa las estaciones de Génesis y las de Refugio, según la laguna, por ser las lagunas con mayor equidad en la distribución de especies, lo que se atribuiría a la cercanía entre las estaciones A y B y la semejanza entre las variables fisicoquímicas entre las estaciones dentro de cada laguna. El grupo de Delicias B con Mayor A, se forma por la gran abundancia de la familia Hydrophilidae en estas estaciones, además de niveles altos de diversidad y equidad, esto parece indicar que esta familia tendría una preferencia por los cuerpos de agua de mayor extensión, pero con cierto impacto del hombre y posiblemente menos depredadores potenciales como las aves marinas, ya que esto diferencia a ambas estaciones de las demás. Por otro lado, las estaciones Delicias A, Mayor B y Sur A también se agrupan debido a los altos niveles de abundancia de Hydrophilidae, sumado a que el conteo de Dytiscidae no fue mayor a un individuo, razón por la que sus niveles de diversidad son bajos y la equidad es media. La gran extensión de las lagunas Delicias y Mayor, en comparación con las demás (además de ser las que presentan mayor distancia geográfica entre sus estaciones A y B), sería el factor que determinó las diferencias significativas entre las estaciones dentro de cada laguna al exhibir una mayor capacidad de resiliencia, como lo mencionan Peralta y Huamantínco (2014). El análisis SIMPER corrobora la influencia de la familia Hydrophilidae y el hidraenido *Gymnochthebius peruvianus* (Balfour-Browne, 1971) al contribuir con más del 50% en la estructura comunitaria de ambas lagunas.

Las pruebas estadísticas de Kruskal-Wallis para la riqueza, abundancia y la estructura comunitaria, no muestran diferencias significativas a nivel temporal entre las estaciones ni lagunas. Castillo y Huamantínco (2020), Rivera (2011) y Culler *et al.* (2013) encontraron resultados similares al evaluar la comunidad de macroinvertebrados en los humedales de Santa Rosa (Perú), Jaboque (Colombia) y la costa este de Maryland

(USA), respectivamente, lo que indicaría que el comportamiento de estos organismos no estaría influenciado por la variación del nivel del agua (Fitkau *et al.*, 1975).

Si bien la hidrología de los humedales varía en función de la temporalidad, atribuyéndosele una gran influencia sobre los invertebrados (Batzler 2013), en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa el flujo de agua que ingresa y sale del humedal es regulado por PROHVILLA a través de los canales y drenes (Pulido & Bermúdez, 2018), alterando así la hidrología natural del humedal y explicando por qué no se evidenció (observación en campo ya que no se evaluó este parámetro) mucha variación en los niveles de agua durante las campañas de muestreo, excepto en la estación Refugio A ya que se encontró seca durante una de las campañas de muestreo por tener muy poca profundidad.

#### **VI.4. Influencia de las variables fisicoquímicas en la distribución de los coleópteros acuáticos**

A partir del ACC (Figura 26), y comparando los datos fisicoquímicos y las abundancias, se observó que la familia Dytiscidae es tolerante a niveles de pH alcalinos, donde *Liodessus* y *Desmopachria challeti* son los más abundantes (resultados similares a los encontrados por Peralta (2012) y Castillo y Huamantínco (2020)), especialmente en estaciones con pH muy alcalinos como Marvilla y Refugio, lo que también evidenció la tolerancia de *Liodessus* a altos niveles de turbidez. Sin embargo, se evidenció una baja tolerancia de la familia a los valores de CE, ya que parecen desarrollarse con éxito dentro de rangos limitados (aproximadamente entre los 5 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y 11 000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  según los resultados obtenidos en este estudio y que también se aproximan a lo reportado por Peralta (2012) y Castillo y Huamantínco (2020)).

Los hydrophilidos, especialmente *T. lateralis*, *Paracymus* y *Enochrus* sp. 1 muestran una respuesta positiva a los aumentos de CE y baja tolerancia al aumento de alcalinidad ya



que la abundancia de esta familia registró sus valores más altos en lagunas con niveles moderados a altos de CE (Delicias, Mayor y Sur); además, gráficamente se observan preferencias por bajos niveles de OD, tal como mencionan Aydogan *et al.* (2018), aunque el patrón no es tan claro, probablemente porque otras variables tuvieron mayor influencia.

En relación con los Hydraenidae, habría una respuesta diferenciada entre *Gymnochthebius peruvianus* y las otras especies de la familia, ya que *Hydraena quechua* y *Ochthebius batesoni* parecen desarrollarse mejor en estaciones con bajos niveles de OD.

Epele y Archangelsky (2012) mencionan que “la conductividad es una de las variables más importantes para determinar las comunidades de coleópteros y que se encuentra negativamente correlacionada con la riqueza de taxones de escarabajos”, en coherencia con las observaciones previas de Blasius y Merritt (2002) al señalar que las altas conductividades se asocian con una disminución en la diversidad. Estas premisas explican por qué en las lagunas con niveles moderados a altos de CE se registraron los índices más bajos de diversidad de Shannon y equidad de Pielou, ya que la familia más abundante fue Hydrophilidae, mientras que las demás no presentaban más de tres especies e incluso registraban sus niveles mínimos de abundancia; así como el rango tan limitado de tolerancia que muestra la familia Dytiscidae. Con estos resultados se resalta la importancia de la conductividad en la configuración de las distribuciones de macroinvertebrados descrita por Picazo *et al.* (2012).

Estudios realizados por Kefford *et al.* (2003) en Australia, encontraron que los coleópteros presentaban gran tolerancia a niveles altos de CE, en su caso también evaluaron las familias Dytiscidae e Hydrophilidae, encontrando que Dytiscidae fue más diversa y con mayor tolerancia al incremento de la CE; sin embargo, los géneros evaluados no coinciden con los encontrados en los Pantanos de Villa, a excepción de *Enochrus* sp., al que atribuyen una tolerancia  $>15\ 000\ \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $\text{LC}_{50}$ ). Si bien los

resultados de Kefford *et al.* no son comparables con la comunidad encontrada en los Pantanos de Villa, son uno de los pocos estudios en los que se evalúa o menciona la tolerancia de diferentes géneros de coleópteros frente a la conductividad eléctrica, además, brinda un panorama general de la respuesta de algunas familias frente a este parámetro.

Por otra parte, Arnott *et al.* (2006) encontraron que el pH tenía poca o ninguna influencia en los escarabajos acuáticos, mientras que otros autores, como Juliano (1991) y Epele y Archangelsky (2012), han identificado el pH como un factor ambiental clave que afecta la distribución espacial de los coleópteros en algunos hábitats de humedales, hecho que coincide con los resultados obtenidos en Los Pantanos de Villa.

De modo general, la familia Dytiscidae se desarrollaría mejor en niveles restringidos de CE y presentaría una alta tolerancia a niveles de pH alcalinos; por su parte, la familia Hydrophilidae presenta una alta tolerancia a aumentos en la CE y los valores bajos a moderados de turbidez; mientras que la familia Hydraenidae no presenta una respuesta clara a nivel de familia, ya que sus especies muestran adaptaciones diferenciadas a las condiciones ambientales.

La única correlación de Spearman significativa encontrada: entre el pH y la abundancia de coleópteros acuáticos, coincide con los resultados del ACC (Tabla 6) para la familia Dytiscidae ya que la relaciona positivamente con el aumento del pH y fue justamente la campaña de muestreo de diciembre la única en la que esta familia fue la más abundante.

Si bien en este estudio se observó que las especies de Dytiscidae e Hydraenidae (excepto *Gymnochthebius peruvianus*) presentaban una tendencia a prosperar en ambientes de baja CE y pH relativamente alcalino, mientras que Hydrophilidae tiende a tolerar CE relativamente altas (como sucede en Delicias B); no serían solo los parámetros evaluados los que explicarían la distribución de estos coleópteros, siendo que otros parámetros físicos o hidrológicos, como la morfología, profundidad, volumen

y espejo de agua de las lagunas e incluso la vegetación acuática, contribuirían a las distribuciones encontradas. Por ejemplo, la laguna Refugio, que alberga la mayor diversidad de Dytiscidae e Hydraenidae y no forma parte de circuito turístico, fue la laguna con menor profundidad y presentó abundancia de algas y vegetación sumergida; mientras que Delicias B no presentaba vegetación en el punto de muestreo, tenía cierta profundidad y fue el punto más impactado del estudio, como se aprecia en la Figura 3.

A pesar de lo encontrado, y tal como indicó Batzer (2013), faltan patrones predecibles de la relación de los invertebrados con factores ambientales en humedales, sobre todo, porque las interacciones involucradas entre los organismos y el ambiente complican la identificación de la importancia de los factores ambientales (Murkin & Batt 1987).

## VII. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### VII.1. Conclusiones

- Se identificaron 13 especies de coleópteros acuáticos, distribuidos en tres familias, siendo Dytiscidae la de mayor riqueza de especies e Hydrophilidae la más abundante.
- Se reportan por primera vez para el Perú las especies *Desmopachria challeti* K. B. Miller, 2001 (Dytiscidae) e *Hydraena quechua* Perkins, 1980 (Hydraenidae).
- Existen al menos dos especies del género *Enochrus* en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, son necesarias revisiones más detalladas y la actualización de las descripciones para las especies de la región. Para otros géneros como *Paracymus*, *Celina*, *Liodessus* y *Rhantus*, son necesarias las investigaciones que puedan identificar y describir las especies del neotrópico con mayor detalle, en especial para ambientes lénticos.
- Las lagunas evaluadas presentaron una diversidad media y evidencia de estar bajo tensión antrópica. La equidad de especies fue variable y estaría influenciada, principalmente, por la extensión de las lagunas y el impacto antrópico.
- Existen diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) para la riqueza y abundancia entre lagunas, pero no a nivel temporal en la hidrología del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.
- Las variables fisicoquímicas que más influyeron en la distribución de los coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa son la conductividad eléctrica, el potencial de Hidrógeno (pH) y la turbidez.
- Existe una respuesta diferenciada de las familias de coleópteros acuáticos a las condiciones fisicoquímicas de las lagunas del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. La familia Dytiscidae estaría influenciada por la conductividad eléctrica y el pH, mientras que Hydrophilidae por la conductividad eléctrica y la

turbidez. Por su parte, Hydraenidae respondería de manera heterogénea a las condiciones ambientales.

## **VII.2. Recomendaciones**

- Incluir mediciones de la profundidad de los cuerpos de agua en la evaluación de la fauna acuática de los humedales.
- Evaluar las relaciones entre las comunidades de coleópteros acuáticos y la vegetación hidrofita en humedales.
- Realizar evaluaciones microbiológicas y de plancton, ya que estos datos podrían dar un mejor panorama de las condiciones ambientales al existir mayor información que correlacionaría estos factores bióticos con los fisicoquímicos del agua.
- Hacer montajes entomológicos con los coleópteros adultos, al observarlos en seco se pueden apreciar mejor características que no son tan fáciles de observar bajo el agua, como la coloración, puntuación de los escleritos y setas del cuerpo.
- Fomentar los trabajos de investigación a nivel taxonómico, especialmente en la clase Insecta sabiendo que aproximadamente el 60% de los organismos de agua dulce son insectos acuáticos y que aún falta mucha información, sobre todo en una región tan diversa como el Neotrópico.
- Fortalecer las alianzas entre las entidades que administran ecosistemas frágiles y con alta biodiversidad, como los humedales, y las universidades para generar y mantener una data actualizada de las condiciones a nivel biótico y abiótico que permita gestionar de manera más eficiente estos ambientes.
- Promover la digitalización de la información académica y sobre todo su libre acceso, a fin de minimizar las limitaciones y enriquecer los trabajos de investigación.

## VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvarez, C. (2007). *Evaluación de la diversidad específica de las aves de los Humedales de Ventanilla, Callao, Perú* (Tesis de licenciatura). Universidad Ricardo Palma.
- Aponte, H. & Cano, A. (2013). Estudio florístico comparativo de seis humedales de la costa de Lima (Perú): Actualización y nuevos retos para su conservación. *Revista Latinoamericana de Conservación* 3 (2): 15-27.
- Aponte, H. & Cano, A. (2018). Flora vascular del Humedal de Carquín – Hualmay, Huaura (Lima, Perú). *Ecología Aplicada* 17(1): 69-76.
- Aponte, H. & Ramírez, W. (2011). Humedales de la costa central del Perú: Estructura y amenazas de sus comunidades vegetales. *Ecología Aplicada* 10(1): 31-39.
- Aponte, H. & Ramírez, W. (2014). Riqueza florística y estado de conservación del área de conservación regional humedales de Ventanilla, Callao, Perú. *The Biologist (Lima)* 12(2): 283-295.
- Arana, J.O. (2008). *Caracterización ecológica del Río Santa Eulalia, Lima (Perú) mediante el uso de macroinvertebrados como indicadores biológicos*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Arana, J.O. (2017). *Caracterización de los cuerpos acuáticos del área de influencia del ducto de gas de Camisea en los departamentos de Ica y Huancavelica utilizando macroinvertebrados acuáticos*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Archangelsky, M., Manzo, V.M. (2009). Coleoptera. En: Domínguez, E. & Fernández, H. R. (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 411-468p.

- Arias, D.M., Reinoso, G., Guevara, G. & Villa, F.A. (2007). Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del Río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia* 29(1): 177-194.
- Arnott, S.E., Jackson, A.B. & Alarie, Y. (2006). Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 811-824.
- Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa (PROHVILLA). (2015). Circuitos. <http://prohvilla.munlima.gob.pe/circuitos.html>.
- Aydogan, Z., Gurol, A. & Incekara, U. (2018). Heavy Element Accumulation in Aquatic Beetles of the Genus *Enochrus* (Coleoptera: Hydrophilidae) in Erzurum Province. *Journal of Environmental Pollution and Control* 1(1): 101.
- Balian, E.V., Segers, H., Martens, K. & Leveque, C. (2008). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595: 627-637.
- Balke, M. (1992). Taxonomische Untersuchungen an neotropischen Wasserkäfern der Gattung *Rhantus* Dejean (Insecta, Coleoptera: Dytiscidae). *Reichenbachia* 29: 27–39.
- Balke, M. (1998). Updating the pacific, indomalayan and neotropical *Rhantus*-fauna (Coleoptera: Dytiscidae). *Koleopterologische Rundschau* 68: 71–79.
- Balke, M. (2005). Dytiscidae Leach, 1915. En: Beutel, R.G. & Leschen, R.A.B. (eds). *Handbook of Zoology. Volume IV. Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, Beetles. Volume 1: Morphology and Systematics (Archostemata, Adephaga, Myxophaga, Polyphaga parim)*, Walter de Gruyter, Berlin & New York: 90–116p.
- Balke, M., Hájek, J. & Hendrich, L. (2017). Generic reclassification of species formerly included in *Rhantus* Dejean (Coleoptera, Dytiscidae, Colymbetinae). *Zootaxa* 4258(1): 091-100.

Batzer, D.P. & Boix D. (Eds.). (2016). *Invertebrates in Freshwater Wetlands. An International Perspective on their Ecology*. Switzerland: Springer International Publishing.

Batzer, D.P. (2013). The seemingly intractable ecological responses of invertebrates in North American wetlands: a review. *Wetlands* 33: 1–15.

Batzer, D.P. & Ruhí, A. (2013) Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands? *Freshwater Biology* 58: 1647–1659.

Batzer, D.P. & Wissinger, S. A. (1996). Ecology of insect communities in montidal wetlands. *Annual Review Entomology* 41: 75-100.

Betancourth, J.C. (2007). *Análisis estacional de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en un tramo del Rio Portoviejo* (Tesis de licenciatura). Universidad de Guayaquil.

Blancas, A.H. (1978). Insectos que habitan las aguas de Villa (Lima). *Revista Peruana de Entomología* 21(1): 105-8.

Blancher P.J. & McNicol D.K. (1991). Tree swallow diets in relation to wetland acidity. *Canadian Journal of Zoology* 69:2629-37.

Blasius, B.J. & Merritt, R.W. (2002). Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on streams macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution* 120: 219-231.

Broecker, W.S. (1974). Chemical oceanography. Hartcout Brace J. Inc. 214 pp.

Bustamante, A. (2018). Registro de los coleópteros acuáticos en la región Cusco, Perú. *The Biologist (Lima)* 16(1): 35-49.

Cano, A., León, B. & Young, K.R. (1993). Plantas Vasculares de Los Pantanos de Villa. Pp. 177-207. En Kahn, F., B. León & K. R. Young (compiladores). *Las Plantas*



*Vasculares en las Aguas Continentales del Perú. Instituto Francés de estudios Andinos (IFEA)*, tomo 75. Lima.

Cano, A. & Young, K.R. (1998). Los pantanos de villa biología y conservación. *Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, Perú*: 238.

Carazas, N., Camargo, L., Gil, F. & Zárate, R. (2015). Avifauna del Área de Conservación Regional (ACR) Humedales de Ventanilla, Callao, Perú: Actualización. *Científica* 12(1): 9-25.

Castillo, R.M. & Huamantínco, A.A. (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical* 68(1): 50-68.

Cauas, D. (2015). Definición de las variables, enfoque y tipo de investigación. *Bogotá: Biblioteca electrónica de la Universidad Nacional de Colombia* 2: 1-11.

Chaboo, C.S. & Shepard, W. (2015). Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, and Noteridae (Suborder Adephaga). *Journal of the Kansas Entomological Society* 88(2): 146-150.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2006). PRIMER v7: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Clarke, K.R., Gorley, R.N., Somerfield, P.J. & Warwick, R.M. (2014). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth.

Clarke K.R., Somerfield P.J. & Chapman M.G. (2006). On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 330: 55– 80.

- Clarkson, B., Archangelsky, M., Torres, P.M.L. & Short, A.E.Z. (2018). Family Hydrophilidae [561-576]. En: Hamada, N., Thorp, J.H., & Rogers, D. C. (Eds.). *Thorp and Covich's freshwater invertebrates: Volume 3: Keys to Neotropical Hexapoda*. 4a edición.
- Contreras, E.F. & Kerekes, J. (1993). Total phosphorus-chlorophyll relationships in tropical coastal lagoons in Mexico. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 448-451.
- Correa, F., Rivera, R., Urrutia, J., De los Ríos, P., Contreras, A. & Encina, F. (2010). Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 29(2): 183-194.
- Culler, L.E., Smith, R.F. & Lamp, W.O. (2013). Weak Relationships between environmental factors and invertebrate communities in constructed wetlands. *Wetlands* 34: 351–361.
- Epele, L.B. & Archangelsky, M. (2012). Spatial Variations in Water Beetle Communities in Arid and Semi-Arid Patagonian Wetlands and Their Value as Environmental Indicators. *Zoological Studies* 51(8): 1418-1431.
- Fernández, L.A. (1988). Contribución al conocimiento del género *Enochrus* Thomson. I. (Coleóptera: Hydrophilidae). *Physis (Buenos Aires) Sección B* 46(111): 85-89.
- Fernández, L.A. (1997). Nuevos aportes para el conocimiento del género *Enochrus* Thomson (Coleoptera: Hydrophilidae). *Physis (Buenos Aires) Sección B* 53(124-125): 21-29.
- Ferreira, N. (1995). Description of the larvae of *Megadytes fallax* (Aubé) and *M. marginithorax* (Perty) (Coleoptera: Dytiscidae). *The Coleopterists Bulletin* 49(4): 313-318.

Fitkau, E.J., Irmiler, U., Junk, W.J., Reiss, F. & Schmidt, G.W. (1975). Productivity, biomass, and population dynamics in Amazonian water bodies. En: Golley, F.B. & Medina, E. (eds). *Tropical ecological systems*. Springer-Verlap. 289-311p.

García, R.F. (2016). *Diversidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del Río Chillón (Lima, Perú) y su uso como indicadores biológicos* (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Gobierno Regional de Lima. (2017). *Boletín Conservar los humedales costeros de la región Lima: Una acción contra el cambio climático*. Sistema de Información Ambiental Regional de Lima (Lima, Perú). 24p.

Green, A.J. & Sánchez, M. (2006). Passive internal dispersal of insect larvae by migratory birds. *Biology Letters* 2: 55–57.

Guareschi, S. (2015). Retos para la conservación de los macroinvertebrados acuáticos y sus hábitats en la península Ibérica. *Ecosistemas* 24(1): 115-118.

Guareschi, S., Velasco, J., Sánchez, D., Picazo, F., Carbonell, J.A., Bruno, D., Abellán, P. & Millán, A. (2015). Interés de conservación de los humedales Ramsar de España peninsular a través de sus comunidades de coleópteros acuáticos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (S.E.A.)* 57 7: 361-364.

Gustafson, G.T. & Short, A.E.Z. (2010). Redescription of the Neotropical water scavenger beetle genus *Phaenostoma* (Coleoptera: Hydrophilidae) with description of two new species. *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae* 50(2): 459-469.

Guzmán, L., Villabona, A., Tejada, C. & García, R. (2013). Reducción de la turbidez del agua usando coagulantes naturales: Una revisión. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*. 16(1): 253 - 262.

Hammer, O., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Eletronica* 4 1): 1-9.

- Hansen, M. (1995). A Review of the Hawaiian Hydrophilidae (Coleoptera). *Pacific Science* 49(3): 266-288.
- Hendrich, L., Apenborn, R., Burmeister, E.G., & Balke, M. (2015). A new species of *Agaporomorphus* Zimmermann, 1921 from Peru (Coleoptera, Dytiscidae, Copelatinae). *ZooKeys* (512): 63–76.
- Hernández, R., Fernández, C. & Baptista, P. (2014). Definición conceptual o constitutiva. En Metodología de la Investigación, 6ª ed. México: McGraw-Hill.
- Huanachin, A.C. & Huamantínco, A.A. (2018). Composición y estructura de la comunidad de coleópteros acuáticos (Insecta: Coleoptera) a lo largo de un gradiente altitudinal, Cusco, Perú. *Revista peruana de biología* 25(2): 131-140.
- Iannaccone, J.; Atasi, M., Bocanegra, T., Camacho, M., Montes, A., Santos, S., Zuñiga, H., & Alayo, M. (2010). Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. *Biota Neotropica* 10(2): 295-304.
- Iannaccone, J., Mansilla, J. & Ventura, K. (2003). Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima - Perú. *Ecología aplicada* 2(1): 116-124.
- Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET). (2019). Informe Técnico N° A6873: Estudio hidrogeológico del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa, Chorrillos-Lima. 89p.
- Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA). (1998). Plan Maestro Pantanos de Villa. Refugio de Vida Silvestre del periodo 1998-2003. Ministerio de Agricultura. Lima, 83 p.
- Jäch, M.A., Beutel, R.G., Delgado, J.A. & Díaz, J.Á. (2005). Hydraenidae Mulsant, 1844. En: Beutel RG, Leschen RAB (eds). *Handbook of Zoology. Volume IV. Arthropoda: Insecta. Part 38. Coleoptera, Beetles. Volume 1: Morphology and Systematics*

(*Archostemata*, *Adephaga*, *Myxophaga*, *Polyphaga partim*), Walter de Gruyter, Berlin & New York: 224–251p.

Jäch, M.A. & Balke, M. (2008). Global diversity of water Beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 419-442.

Juliano, S.A. (1991). Changes in structure and composition of an assemblage of Hydroporus species (Coleoptera: Dytiscidae) along a pH gradient. *Freshwater Biology* 25: 367-378.

Kefford, B.J., Papas, P.J. & Nuggeoda, D. (2003). Relative salinity tolerance of macroinvertebrates from the Barwon River, Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research* 54: 755-765.

Kok C.J., Van der Velde G. (1994). Decomposition and macroinvertebrate colonization of aquatic and terrestrial leaf material in alkaline and acid still water. *Freshwater Biology* 31:65-75.

Larson, D.J., Alarie, Y. & Roughley, R.E. (2000). *Predaceous Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae) of the Nearctic Region, with emphasis on the fauna of Canada and Alaska*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario, Canada.

Larson, D.J., Roughley, R.E. (1990). A review of the species of *Liodessus* Guignot of North America North of Mexico with the description of a new species (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of the New York Entomological Society* 98(2): 233-245.

Legalov, A. (2019). Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Attelabidae Billberg, 1820. *Revista Peruana de Biología* 26(1): 33-40.

León, B., Cano, A. & Young, K.R. (1995). La flora vascular de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: Adiciones y guía para las especies comunes. *Publicaciones del Museo de Historia Natural Universidad Nacional Mayor de San Marcos (B)* 38: 1-39.

Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179p.

Marcó, L., Azario, R., Metzler, M., Garcia, M.C. (2004). La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales. *Higiene y sanidad ambiental* 4: 72-82.

Margalef, R. (1972). Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences* 44: 211-35.

Margalef, R. (1998). Ecología. Novena edición. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España. 951p.

Martelo, J., & Lara, J. (2012). Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte. *Ingeniería y Ciencia* 8(15): 221-243.

McElrath, T.C. (2017). Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Monotomidae Laporte, 1840. *Revista Peruana de Biología* 24(2): 187-192.

Megna, Y.S., Hendrich, L., García, A.L., Ospina, R., Prieto, C. & Balke, M. (2019). Diving beetles of the genus *Liodessus* Guignot, 1953 in Colombia, with description of three new species (Coleoptera: Dytiscidae). *Aquatic Insects* 40(2): 99-122.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., & Berg, M.B. (2008). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Iowa, United States of America: Kendall/Hunt Publishing Company.

Millán, A., Sánchez, D., Abellán, P., Picazo, F., Carbonell, J.A., Lobo, J.M. & Ribera, I. (2014). *Atlas de los coleópteros acuáticos de España peninsular*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 820p.

Millán, A., Velasco, J., Gutiérrez, C., Arribas, P., Picazo, F., Sánchez, D. & Abellán, P. (2011). Mediterranean saline streams in southeast Spain: What do we know? *Journal of Arid Environments* 75: 1352–1359

- Miller, K.B. (1998). Revision of the Nearctic *Liodes affinis* (Say 1823) species group (Coleoptera: Dytiscidae, Hydrophilinae, Bidessini). *Entomologica Scandinavica* 29: 281–314.
- Miller, K.B. (2001). Descriptions of new species of *Desmopachria* Barington (Coleoptera: Dytiscidae: Hydrophilinae: Hyphodini) with a reassessment of the subgenera and species groups and a synopsis of the species. *The Coleopterists Bulletin*, 55 (2): 219–240.
- Miller, K.B. (2005). Two new species of *Agaporomorphus* Zimmermann (Coleoptera: Dytiscidae) from Peru. *Zootaxa* 1059: 49–59.
- Miller, K.B. (2016). *Novadessus viracocha*, a new genus and species of Bidessini Sharp from Peru (Coleoptera, Adephaga, Dytiscidae, Hydrophilinae). *ZooKeys* (623): 125–130.
- Ministerio de Agricultura (MINAGRI). (1989). Declaratoria de Área Natural Protegida. Resolución Ministerial N° 00144-89-AG/DGFF.
- Ministerio de Agricultura (MINAGRI). (2006). Disponen la categorización de la Zona Reservada Los Pantanos de Villa. Decreto Supremo N°055-2006-AG.
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2012). Mapa de Humedales del Perú.
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2015). Estrategia Nacional de Humedales. Anexo Decreto Supremo N° 004-2015-MINAM.
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2017). Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias. Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM.
- Moore, D.S. (2005). Estadística aplicada básica, 2a ed. Editorial Antoni Boch. Barcelona, España.
- Moreno, C.E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T-Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa* (1): 84.

Mornière, J., Michat, M.C., Jäch, M.A. (2014). Anisomeriini diving beetles - an Atlantic-Pacific Island disjunction on Tristan da Cunha and Robinson Crusoe Island, Juan Fernández. *Cladistics* 2014: 1–11.

Moroni, J.C. (1988). Revision del género *Rhantus* Dejean en Chile (Coleoptera: Dytiscidae: Colymbetinae). *Revista Chilena de Entomología* 16: 49-64.

Moss, R. (2006). Guía de identificación y manejo para humedales en propiedades privadas en Costa Rica. Costa Rica.

Msagati, T.A., Siame, B.A., Shushu, D.D. (2006). Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. *Aquatic Toxicology* 6(78): 382-97.

Muñoz, C.R. (2016). *Caracterización fisicoquímica y biológica de las aguas del Río Grande Celendín – Cajamarca* (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional de Cajamarca.

Murkin, H. R., & Barr, B. D. J. (1987). *Interactions of vertebrates and invertebrates in peatlands and marshes* [pp. 15-30]. In: Aquatic insects of peatlands and marshes in Canada. Rosenberg, D. M., and H. V. Danks (editors). *Memoirs of the Entomological Society of Canada* 140. 174 pp.

Nicolet, P., Biggs, J., Fox, G., Hodson, M.J., Reynolds, C., Whitfield, M. & Williams, P. (2004). The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biological Conservation* 120: 261–278.

Nilsson A.N. & Hájek J. (2017). A World Catalogue of the Family Dytiscidae. Version 31.I.2017. [www.waterbeetles.eu](http://www.waterbeetles.eu)

Oficina de Investigación Científica y Desarrollo de Proyectos (ICDP). (2016). Informe N° 0044-2016-MML-PROHVILLA/ICDP: Primer Informe Monitoreo Calidad de Agua 2016. 11p.



Oliva, A. (1995). A revision of the genus *Hemiosus* Sharp, 1882 in South America (Coleoptera, Hydrophilidae). Bulletin en Annalen van de Koninklijke Belgische Vereniging voor Entomologie.

Oliva, A. (2014). Distribution of the species of Berosini (Coleoptera: Hydrophilidae) in South America. *Revista Colombiana de Entomología* 40(2): 272-280.

Oliva, A. & Short, A.E.Z. (2010). A remarkable new species of *Hemiosus* Sharp from Peru (Coleoptera: Hydrophilidae). *Coleopterological Review* 80: 139-142.

Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA). (2012). Evaluación de Fauna Silvestre y Vegetación en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa - RVSLPV, Chorrillos. Informe N° 346-2012/OEFA-DE.

Pautrat, L., & Riveros, J. (1998). Evaluación de la avifauna de los Pantanos de Villa, Lima. Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación. *Museo de Historia Natural*, 11: 85-95.

Pautrat, L. & Salcedo, J.C. (1998). Evaluación de la avifauna de los Pantanos de Villa, Lima. En: Cano, A. & Young, K. (eds). *Serie de Divulgación N°11*: 85 –95

Peck, S.B. & Balke, M. (1993). A synopsis of the Dytiscidae of the Galapagos Islands, Ecuador, with description of *Rhantus galapagoensis*, new species (Coleoptera: Dytiscidae). *The Canadian Entomologist* 125: 259–266.

Peck, S.B. (2006). The Beetles of the Galápagos Islands, Ecuador: Evolution, Ecology, and Diversity (Insecta: Coleoptera). National Research Council Research Press, Ottawa, Ontario, Canada. 314p.

Peralta, J. & Huamantínco, A. (2014). Diversidad de la Entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en Humedales de Villa, Lima, Perú. *Revista Peruana de Entomología* 49 (2): 109-120.

Perkins, P.D. (1980). Aquatic beetles of the family Hydraenidae in the western hemisphere: classification, biogeography and inferred phylogeny (Insecta: Coleoptera). *Quaestiones Entomologicae* 16: 3-554.

Perkins, P.D. (2011). New records and description of fifty-four new species of aquatic beetles in the genus *Hydraena* Kugelann from South America (Coleoptera: Hydraenidae). *Zootaxa* 3074: 1–198.

Perkins, P.D. & Chaboo, C. S. (2015). Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Hydraenidae. *Journal of the Kansas Entomological Society* 88(2): 180-181.

Picazo, F., Bilton, D.T., Moreno, J.L., Sánchez-Fernández, D., Millán, A. (2012). Water beetle biodiversity in Mediterranean standing waters: assemblage composition, environmental drivers and nestedness patterns. *Insect Conservation and Diversity* 5: 146-158.

Pollock, D. (2018). Escarabajos (Coleoptera) de Perú: Un muestreo de las familias. Pythidae Solier, 1834. *Revista Peruana De Biología* 25(3): 321 -24.

Pulido, V.M. & Bermúdez, L. (2018). Estado actual de la conservación de los hábitats de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Arnaldoa* 25(2): 679-702.

*Ramsar Sites Information Service*. (2014a). Humedales de importancia internacional (Los Sitios Ramsar). <https://www.ramsar.org/es/acerca-de/humedales-de-importancia-internacional-los-sitios-ramsar-0>.

*Ramsar Sites Information Service*. (2014b). La importancia de los humedales. <https://www.ramsar.org/es/acerca-de/la-importancia-de-los-humedales>.

*Ramsar Sites Information Service*. (2014c). Annotated List of Wetlands of International Importance, Perú. [https://rsis.ramsar.org/sites/default/files/rsiswp\\_search/exports/Ramsar-Sites-annotated-summary-Peru.pdf?1591574280](https://rsis.ramsar.org/sites/default/files/rsiswp_search/exports/Ramsar-Sites-annotated-summary-Peru.pdf?1591574280).

*Ramsar Sites Information Service*. (2018). Día mundial de los humedales 2018: Presentación.

[https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wwwd2018\\_spanish.pdf](https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/wwwd2018_spanish.pdf).

Rangel, J.O. (Compilador). (2005). Investigación aplicada en restauración ecológica en el humedal de Jaboque. Convenio Acueducto de Bogotá-Universidad Nacional de Colombia, Informe final, Bogotá.

Rico, A.E., Rodríguez, A.J., López, E. & Sedeño, J.E. (2014). Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista Biología Tropical* 62(Supl. 2): 81-96.

Rivera, J. & Pinilla, G. (2013). Ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables físicas y químicas en el humedal de Jacobo-Colombia. *Caldasia* 35(2): 389-408.

Rivera, C., Zapata, A., Pérez, D., Morales, Y., Ovalle, H., & Alvarez, J. (2010). Caracterización limnológica de humedales de la planicie de inundación del Río Orinoco (Orinoquía, Colombia). *Acta Biológica Colombiana* 15 (1): 145-166.

Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Propuesta para el uso del método BMWP Col. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 170p.

Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Académica Colombiana de Ciencias Exactas Física Naturales* 40(155): 254-274.

Rossi, C., Galindo, I., Huaman, G., Cuadros, B., Ortega, Y., Quispitupac, E. & Martínez, N. (2018). Primer estudio de la riqueza de coleópteros en un bosque de *Polylepis tomentella* del distrito de Chaviña (Ayacucho, Perú). *Ecología Austral* 28: 229-234.

Sajamí, J.I. (2015). *Distribución espacio-temporal de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Coleoptera (Insecta) en una quebrada de primer orden, bosque montano, Junín, Perú*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Secretaría de la Convención de Ramsar (2013). Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971), 6ª ed., Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).

*Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP)*. (2016). *Plan Maestro Pantanos de Villa. Refugio de Vida Silvestre del periodo 2016-2020*. Ministerio del Ambiente. Lima, 69p.

*Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP)*. (15 de mayo de 2020). Los Pantanos de Villa. <http://www.sernanp.gob.pe/los-pantanos-de-villa>.

Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal* 27: 379-423, 623-656.

Shepard, W. & Chaboo, C. S. (2015). Beetles (Coleoptera) of Peru: A Survey of the Families. Epimetopidae, Hydrochidae, Hydrophilidae (Hydrophiloidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 88(2): 169-172.

Shoobridge, D. (2005). Perfil de Área Protegida, Perú. Zona Reservada Pantanos de Villa. Parks Watch.

Silva, M.A. (2018). *Caracterización ecológica de la fauna de macroinvertebrados acuáticos en dos quebradas altoandinas, Ayacucho, Perú* (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Software estadístico Minitab 18.1 (2017). [Software de ordenador]. State College, PA: Minitab, Inc. ([www.minitab.com](http://www.minitab.com)).

Sondermann, W. (2017). *La distribución altitudinal de coleópteros acuáticos de la familia Dytiscidae, depredadores de estadios preimaginales de vectores merolimnéticos, en*

*Colombia (Insecta: Coleoptera: Adephaga)* (Tesis de doctorado). Universidad de León, España.

Torres, J. (1999). La gestión de las microcuencas, una estrategia para el desarrollo sostenible en las montañas del Perú. Centro IDEAS, CCTA, CCAIJO, Lima. 224p.

Torres, M., Quinteros, Z., & Takano, F. (2006). Variación temporal de la abundancia y diversidad de aves limícolas en el refugio de vida silvestre Pantanos de Villa, Perú. *Ecología aplicada* 5(1-2): 119-125.

Torres, P.L., Mazzucconi, S.A., Michat, M.C & Bachmann, A.O. (2008). Los coleópteros y heterópteros acuáticos del Parque Nacional Calilegua (Provincia de Jujuy, Argentina). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 67(1-2): 127-144.

Trémouilles, E.R. (1984). El género *Rhantus* Dejean en la Argentina (Coleoptera, Dytiscidae). *Physis* Sección B 42: 9-24.

Vargas, M. & Romero, L.G. (2006). Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. *Tecnología en Marcha* 19(4): 37-41.

Vergara, O.E., Jerez, V., & Parra, L.E. (2006). Diversidad y patrones de distribución de coleópteros en la Región del Biobío, Chile: una aproximación preliminar para la conservación de la diversidad. *Revista chilena de historia natural* 79(3): 369-388.

Vizcardo, C. & Gil-Kodaka, P. (2015) Estructura de las comunidades macrozoobentónicas de los humedales de Ventanilla, Callao, Perú. *Anales Científicos* 76(1): 1-11.

Von Ellenrieder N. von & Fernández. L.A. (2000). Aquatic Coleoptera in the subtropical-pampasic ecotone (Argentina, Buenos Aires): species composition and temporal changes. *The Coleopterists Bulletin* 54: 23-35.

Wantzen, K.M. & Rueda, G. (2009). Técnicas de muestreo de Macroinvertebrados bentónicos. 17-40. En: Domínguez E. & H. Fernández (Eds.) *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos: Sistemática y Biología*. Ed. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.

Wissinger, S.A. (1999). Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management. In: Batzer DP, Rader RD, Wissinger SA (eds) *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. Wiley, New York, 1043–1086p.

Wiggins, G.B., Mackay, R.J. & Smith, I.M. (1980). Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement 58*: 97–206.

Wood, P.J., Greenwood, M.T., Barker, S.A. & Gunn, J. (2001). The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biological Conservation 102*: 17-29.

Water Framework Directive (WFD CIS). (2003). The role of wetlands in the Water Framework Directive. Guidance Document, 12. Directorate General Environment of the European Commission, Brussels, ISSN: 1725- 1087.

Young, K.R. (1998). El Ecosistema. 3-20. En: Cano A. & K.R. Young (Eds). *Los Pantanos de Villa. Biología y Conservación*. Serie de Divulgación N° 11. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

## IX. ANEXOS

### Anexo 1. Hábitats presentes en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Pulido & Bermúdez, 2018).



### Anexo 2. Categorización de los niveles para algunas variables fisicoquímicas.

Parámetro fisicoquímico	Categoría		
	Bajo	Moderado	Alto
Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	0-10 000	10 000-20 000	>20 000
Sólidos totales disueltos (ppm)	0-10	10-20	>20
Turbidez (NTU)	<100	100-200	>200
pH	Ligeramente alcalino	Alcalino	Muy alcalino
	7-8	8-9	>9

Fuente: Elaboración propia.

**Anexo 3.** Variables fisicoquímicas del agua por estaciones de muestreo en los  
Humedales de Villa (Lima, Perú). Campaña de muestreo julio 2017.

Estación	O <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (mg/L)	C.E. (μS/cm)	TDS (ppm)	Sal. (ppm)	T (°C)	pH	Turb. (NTU)
<b>Marvilla A</b>	173,7	15,12	4 520	3,14	2,35	19,6	8,74	316
<b>Marvilla B</b>	201,4	17,61	4 800	3,21	2,34	21,2	9,06	359
<b>Sur A</b>	173,1	9,13	15 300	10,39	7,96	21	7,7	36,8
<b>Sur B</b>	52	5,07	14 960	10,15	7,2	21,2	7,35	23,5
<b>Refugio A</b>	298	22,19	6 030	3,89	3,04	23,3	8,45	23,8
<b>Refugio B</b>	84,8	6,26	8 330	5,57	4,16	23	7,94	40,2
<b>Génesis A</b>	204,7	15,53	4 970	3,29	2,5	22,8	8,29	16,61
<b>Génesis B</b>	29,9	15,44	4 980	3,19	2,41	22,1	7,42	4,51
<b>Mayor A</b>	150,2	12,46	10 850	7,22	5,5	21,2	7,78	19,67
<b>Mayor B</b>	127,6	11,39	10 350	7,39	5,6	20,8	7,72	32,6
<b>Delicias A</b>	116,3	15,1	15 150	10,08	7,49	23,1	7,54	21,2
<b>Delicias B</b>	27,8	13,52	43 530	28,93	21,3	20,7	7,31	44,6

**Anexo 4.** Variables fisicoquímicas del agua por estaciones de muestreo en los  
Humedales de Villa (Lima, Perú). Campaña de muestreo setiembre 2017.

Estación	O <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (mg/L)	C.E. (μS/cm)	TDS (ppm)	Sal (ppm)	T (°C)	pH	Turb. (NTU)
Marvilla A	120,5	12	3 140	2,09	1,52	20,2	8,98	977
Marvilla B	168,1	17,28	4 510	2,98	2,28	20,6	9,26	486
Sur A	113,1	12,38	14 780	9,83	7,37	21,3	8,22	61,2
Sur B	159,5	11,16	14 900	9,47	7,36	20,6	8,17	39,9
Refugio B	62,1	3,87	6 870	4,59	3,45	21,4	8,45	7,66
Génesis A	126,3	13,54	4 800	3,14	2,39	23,5	8,1	20,5
Génesis B	40	0,97	4 590	3,03	2,28	22,2	7,57	11,4
Mayor A	163,9	12,52	10 120	7,8	5,52	22,3	7,98	34,4
Mayor B	115,7	10,63	11 510	7,69	5,68	24,5	7,98	29,2
Delicias A	139,5	11,14	14 780	10,2	7,51	24,7	7,99	11,21
Delicias B	165,2	11,32	33 500	22,08	16,72	23,7	7,72	148,8



**Anexo 5.** Variables fisicoquímicas del agua por estaciones de muestreo en los  
Humedales de Villa (Lima, Perú). Campaña de muestreo diciembre 2017.

Estación	O <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (mg/L)	C.E. (μS/cm)	TDS (ppm)	Sal. (ppm)	T (°C)	pH	Turb. (NTU)
Marvilla A	25,42	12,5	4 610	2,93	2,3	24	9,29	310
Marvilla B	170,1	14,71	4 840	3,2	2,41	24,5	9,68	492
Sur A	152	11,63	15 930	10,86	8,12	24	8,2	108,7
Sur B	98,8	8,06	15 920	10,69	7,82	26,6	8,04	102,8
Refugio A	225,1	18	5 390	3,51	2,65	28,6	8,72	66,1
Refugio B	47,1	3,75	5 200	3,72	2,69	21,8	7,64	0
Génesis A	300	29,72	4 660	3,1	2,25	29	8,14	64,3
Génesis B	237	8,15	4 770	3,09	2,37	27	7,37	99,3
Mayor A	181	13,51	10 890	7,22	5,43	28,4	8,02	57,1
Mayor B	225,9	16,94	11 380	7,68	5,79	28,8	8,4	33,4
Delicias A	100	15,65	15 580	10,22	7,64	27,8	7,65	198,1
Delicias B	157	11,2	52 260	35,22	26,49	26,7	7,89	175,8

**Anexo 6.** Variables fisicoquímicas del agua por estaciones de muestreo en los  
Humedales de Villa (Lima, Perú). Campaña de muestreo febrero 2018.

Estación	O <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (mg/L)	C.E. (μS/cm)	TDS (ppm)	Sal. (ppm)	T (°C)	pH	Turb. (NTU)
Marvilla A	116,6	9,15	5 280	3,63	2,66	25,3	8,68	50,3
Marvilla B	170	14,15	5 870	4,22	2,74	26,9	9,43	108,5
Sur A	121,1	14,77	16 290	10,9	8,18	26,6	8,17	131
Sur B	158,4	12,4	16 100	10,72	7,98	27,9	8,27	137,2
Refugio A	203,1	14,67	6 400	4,24	3,2	29,9	8,37	37
Refugio B	95,2	7,22	5 550	3,71	2,64	26	7,85	0
Génesis A	295,4	22,8	4 800	3,1	2,35	29,3	8,72	59
Génesis B	91,2	7,22	4 670	3,28	2,48	29,9	7,72	34,3
Mayor A	197,1	14,72	11 330	7,44	5,72	32,3	8,85	76
Mayor B	226	19,21	11 020	7,47	5,61	32,2	8,53	72,2
Delicias A	93,8	7,13	15 240	9,84	7,59	32	7,57	0
Delicias B	208,2	15,01	44 850	29,49	20,79	33,8	8,43	180

**Anexo 7.** Composición, riqueza y abundancia de coleópteros acuáticos en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú) por campaña de muestreo Julio 2017-febrero 2018.

Familia	Especie	Abundancia				
		Julio 2017	Setiembre 2017	Diciembre 2017	Febrero 2018	Total
Dytiscidae	<i>Celina</i> sp. Aubé, 1837	3	1	0	1	5
	<i>Desmopachria challeti</i> K. B. Miller, 2001 <sup>N</sup>	58	18	79	23	178
	<i>Liodessus</i> sp. Guignot, 1939	55	108	34	67	264
	<i>Megadytes marginithorax</i> (Perty, 1830)	5	6	14	10	35
	<i>Meridiorhantus calidus</i> (Fabricius, 1792) *	0	0	0	1	1
	<i>Rhantus</i> sp. Dejean, 1833	37	3	0	3	43
	Total de Dytiscidae	158	136	127	105	526
Hydrophilidae	<i>Enochrus</i> sp. 1 Thomson, 1859	105	56	55	78	294
	<i>Enochrus</i> sp. 2 Thomson, 1859	24	72	18	10	124
	<i>Paracymus</i> sp. Thomson, 1867	101	8	20	22	151
	<i>Tropisternus lateralis</i> (Brullé, 1837)	19	18	14	31	82
	Total de Hydrophilidae	249	154	107	141	651
Hydraenidae	<i>Gymnochthebius peruvianus</i> (Balfour-Browne, 197	29	14	38	139	220
	<i>Hydraena quechua</i> Perkins, 1980 <sup>N</sup>	2	20	1	0	23
	<i>Ochthebius batesoni</i> Blair, 1933	2	50	1	2	55
	Total de Hydraenidae	33	84	40	141	298
Riqueza específica		12	12	10	12	13
Abundancia		440	374	274	387	1475

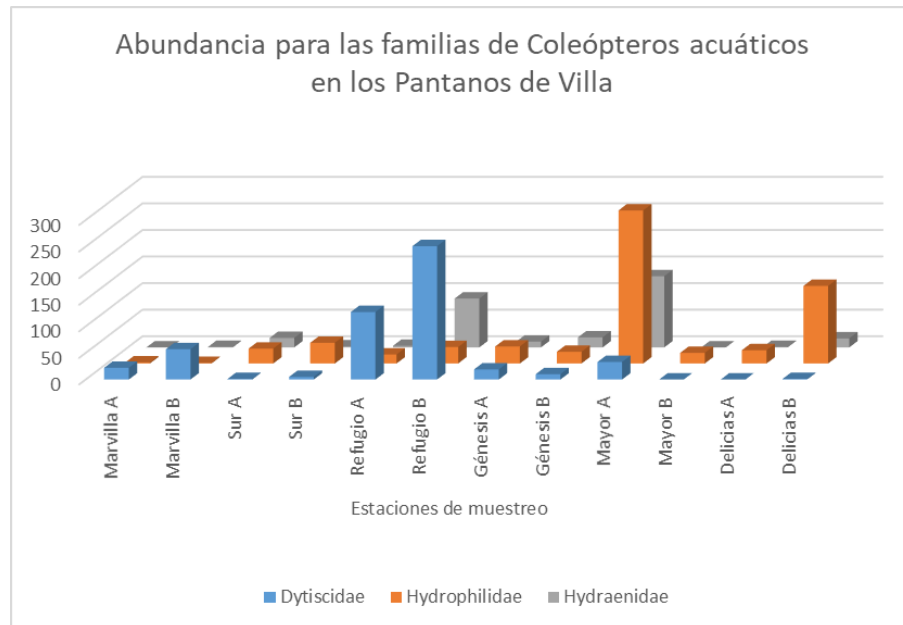
<sup>N</sup> Nuevo registro para el Perú

\* Actualización de género

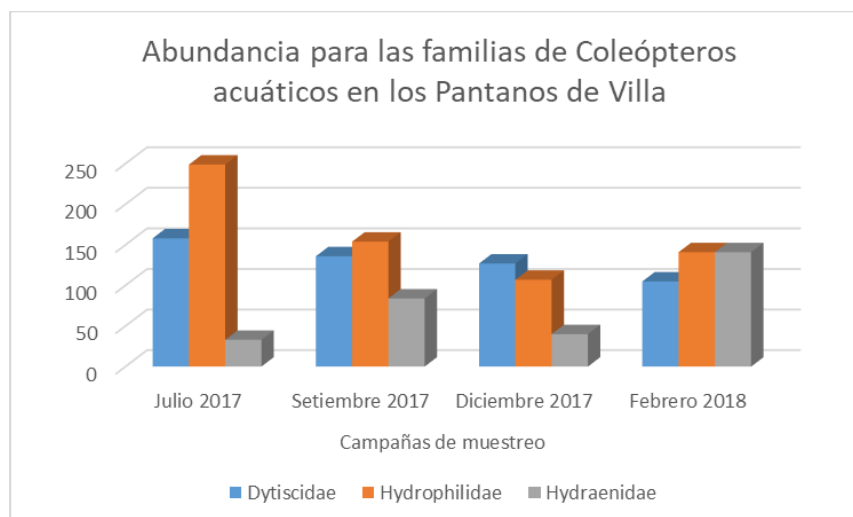
**Anexo 8.** Prueba de Kruskal-Wallis para la riqueza específica en los Pantanos de Villa.

Método	GL	Valor H	Valor p
Entre estaciones de muestreo	11	26.81	0.005
Entre lagunas	5	15.18	0.010
Entre campañas de muestreo	3	0.50	0.920

**Anexo 9.** Abundancia de las familias de coleópteros acuáticos según estación de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



**Anexo 10.** Abundancia de las familias de coleópteros acuáticos por campaña de muestreo en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



**Anexo 11.** Pruebas de Kruskal-Wallis para la abundancia en los Pantanos de Villa.

Método	GL	Valor H	Valor p
Entre estaciones de muestreo	11	27.88	0.003
Entre lagunas	5	13.22	0.021
Entre campañas de muestreo	3	1.60	0.660

**Anexo 12:** Resumen de resultados de las pruebas t de 2 muestras y Mann-Whitney entre las estaciones A y B para cada laguna evaluada en los Pantanos de Villa.

Laguna	Riqueza específica	Abundancia
	Valor p	
<b>Delicias</b>	<b>0,026</b>	<b>0,004</b>
<b>Génesis</b>	1,000	0,583
<b>Marvilla</b>	0,874	1,000
<b>Mayor</b>	<b>0,021</b>	<b>0,030</b>
<b>Refugio</b>	0,496	0,242
<b>Sur</b>	0,534	0,980

**Anexo 13.** Valores del Índice de Shannon-Wiener por campaña de muestreo.

Estación	Índice de diversidad de Shannon-Wiener			
	Julio 2017	Setiembre 2017	Diciembre 2017	Febrero 2017
Delicias A	0,000*	0,000*	1,299	0,000
Delicias B	1,423	2,014	0,958	1,839
Génesis A	1,845	1,296	2,088	0,954
Génesis B	1,449	1,837	1,742	1,585
Marvilla A	0,000*	0,000*	1,500	0,884
Marvilla B	0,000*	0,000	0,811	0,568
Mayor A	1,431	2,156	1,318	1,771
Mayor B	1,459	0,000	0,000	0,000
Refugio A	2,236	0,000*	0,998	1,472
Refugio B	1,671	2,435	1,676	1,264
Sur A	0,000*	1,500	0,918	1,771
Sur B	0,834	1,500	1,395	1,371

\*No se encontraron organismos.

**Anexo 14.** Pruebas de Kruskal-Wallis para el índice de diversidad de Shannon-Wiener en los Pantanos de Villa.

Método	GL	Valor H	Valor p
Entre estaciones de muestreo	11	23.85	0.013
Entre lagunas	5	13.17	0.022
Entre campañas de muestreo	3	0.34	0.952

**Anexo 15.** Valores del Índice de equidad de Pielou por campaña de muestreo.

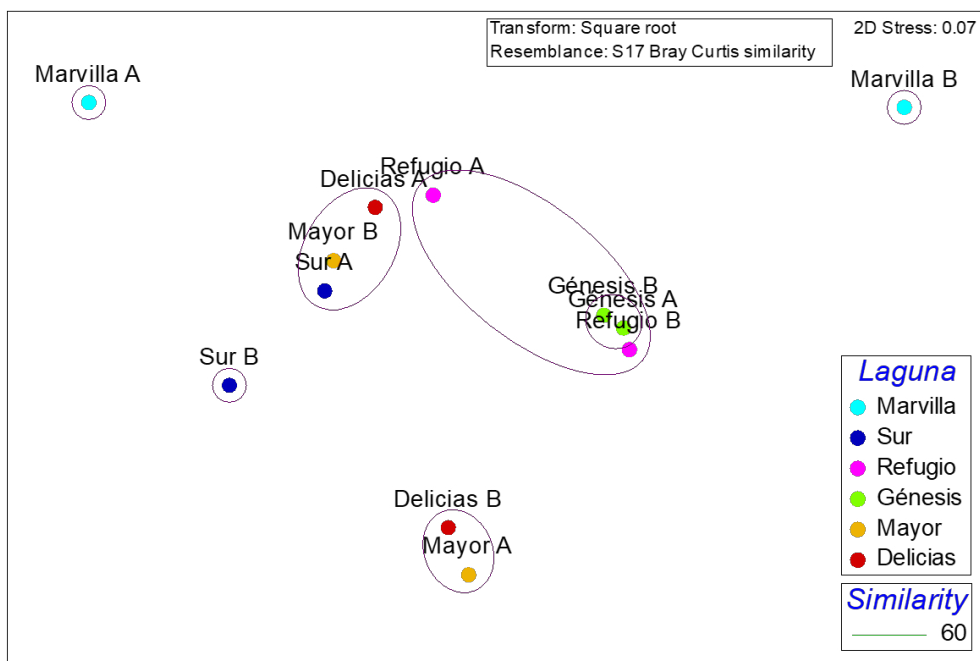
Estación	Índice de equidad de Pielou			
	Julio 2017	Setiembre 2017	Diciembre 2017	Febrero 2017
Delicias A	0,000*	0,000*	0,819	0,000
Delicias B	0,711	0,779	0,958	0,711
Génesis A	0,795	0,818	0,808	0,954
Génesis B	0,914	0,918	0,871	0,683
Marvilla A	0,000*	0,000*	0,946	0,558
Marvilla B	0,000*	0,000*	0,811	0,358
Mayor A	0,715	0,719	0,832	0,631
Mayor B	0,921	0,000	0,000	0,000
Refugio A	0,745	0,000*	0,430	0,736
Refugio B	0,646	0,768	0,722	0,797
Sur A	0,000*	0,946	0,918	0,763
Sur B	0,526	0,946	0,698	0,865

\*No se encontraron organismos.

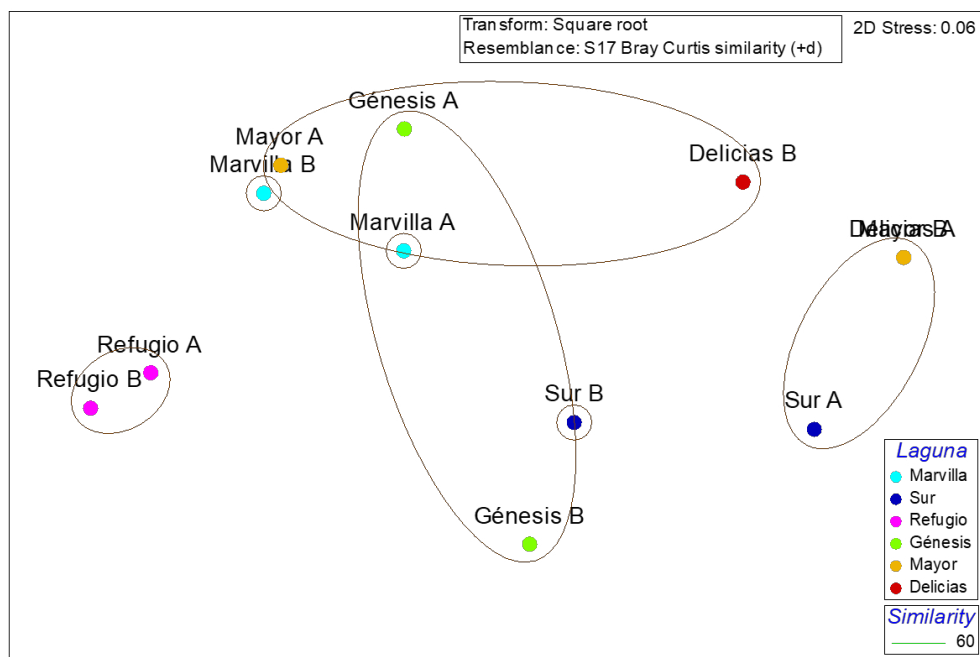
**Anexo 16.** Pruebas de Kruskal-Wallis para el índice de equidad de Pielou en los Pantanos de Villa.

Método	GL	Valor H	Valor p
Entre estaciones de muestreo	11	13.69	0.250
Entre lagunas	5	9.77	0.082
Entre campañas de muestreo	3	4.43	0.218

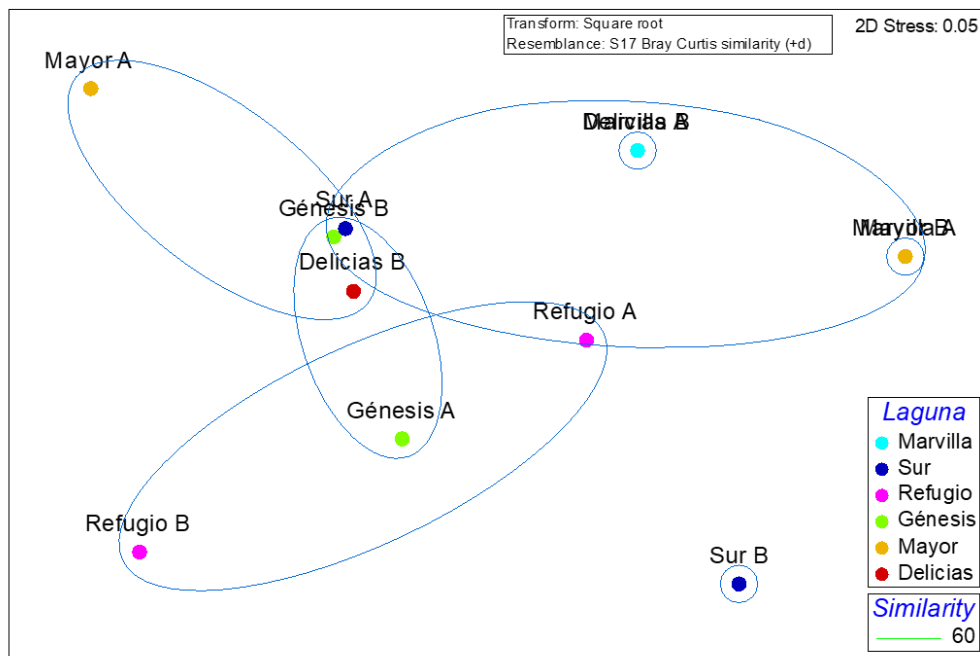
**Anexo 17.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS) para la abundancia de la familia Hydrophilidae por lagunas en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



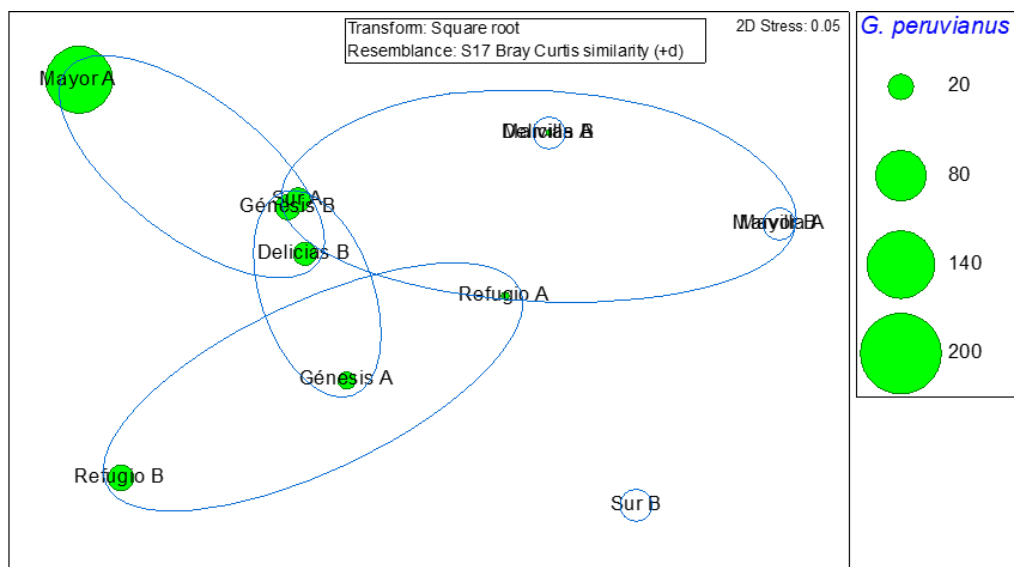
**Anexo 18.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS) para la abundancia de la familia Dytiscidae por lagunas en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



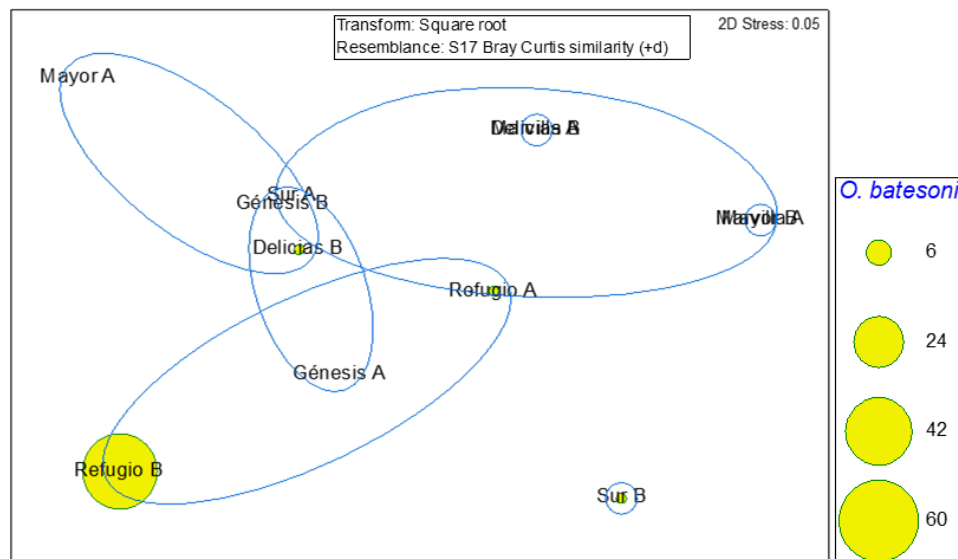
**Anexo 19.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS) para la abundancia de la familia Hydraenidae por lagunas en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



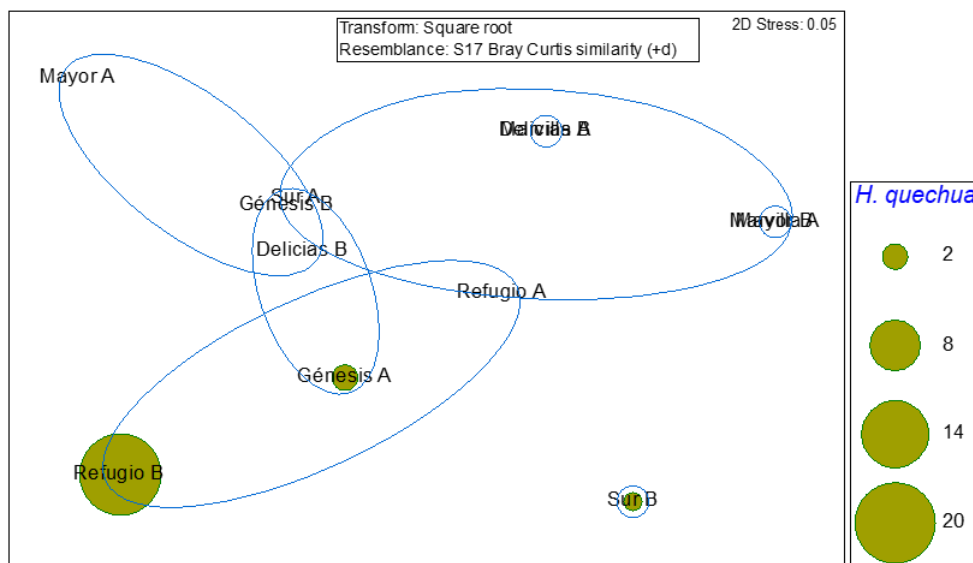
**Anexo 20.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS), gráfico de burbujas para *Gymnochthebius peruvianus* en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



**Anexo 21.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS), gráfico de burbujas para *Ochthebius batesoni* en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).



**Anexo 22.** Análisis de Escalamiento Multidimensional no Paramétrico (nMDS), gráfico de burbujas para *Hydraena quechua* en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (Lima, Perú).





**Anexo 23.** Análisis SIMPER. Porcentaje de disimilitud entre estaciones para cada laguna evaluada en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa.

<b>Especies</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Contrib. acum.</b>
<b>% Disimilitud = 75,82</b>	<b>Delicias A</b>	<b>Delicias B</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,41	3,99	31,22	31,22
<i>Paracymus</i> sp.	0,56	2,43	21,46	52,69
<i>Enochrus</i> sp. 2	0	2,35	19,44	72,13
<i>Tropisternus lateralis</i>	0	1,47	12,08	84,21
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,25	1,22	11,48	95,7
<b>% Disimilitud = 63,31</b>	<b>Génesis A</b>	<b>Génesis B</b>		
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,75	1,85	19,9	19,9
<i>Liodessus</i> sp.	1,57	0	17,73	37,63
<i>Enochrus</i> sp. 2	2,36	1,39	16,56	54,19
<i>Megadytes marginithorax</i>	0	1,04	12,21	66,4
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,27	1,18	10,93	77,33
<i>Desmopachria challeti</i>	0,35	0,85	9,03	86,37
<i>Celina</i> sp.	0,5	0	5,82	92,18
<b>% Disimilitud = 89,09</b>	<b>Marvilla A</b>	<b>Marvilla B</b>		
<i>Liodessus</i> sp.	1,25	2,18	50,37	50,37
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,35	0	10,87	61,24
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0	0,25	9,36	70,6
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,25	0	7,69	78,29
<i>Rhantus</i> sp.	0,43	0	7,48	85,77
<i>Desmopachria challeti</i>	0	0,56	6,85	92,62
<b>% Disimilitud = 77,30</b>	<b>Mayor A</b>	<b>Mayor B</b>		
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	4,69	0	26,15	26,15
<i>Paracymus</i> sp.	4,19	0,25	22,13	48,28
<i>Enochrus</i> sp. 1	5,47	1,91	21,42	69,7
<i>Enochrus</i> sp. 2	1,59	0	7,95	77,64
<i>Tropisternus lateralis</i>	1,55	0,43	7,79	85,44
<i>Liodessus</i> sp.	1,47	0	7,6	93,03
<b>% Disimilitud = 48,90</b>	<b>Refugio A</b>	<b>Refugio B</b>		
<i>Liodessus</i> sp.	2,75	4,23	22,22	22,22
<i>Desmopachria challeti</i>	4,15	4,88	12,72	34,94
<i>Rhantus</i> sp.	1,37	1,12	11,19	46,13
<i>Ochthebius batesoni</i>	0,33	2,27	10,19	56,31
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,47	1,58	8,99	65,3
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,58	0,68	8,99	74,29
<i>Enochrus</i> sp. 2	0,33	1,63	8,54	82,83
<i>Megadytes marginithorax</i>	1,88	1,49	4,84	87,67
<i>Hydraena quechua</i>	0	1,12	4,63	92,29

<b>Especies</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Contrib. acum.</b>
<b>% Disimilitud = 71,35</b>	<b>Sur A</b>	<b>Sur B</b>		
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,85	2,59	32,95	32,95
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,72	1,11	20,02	52,97
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,57	0	17,99	70,95
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,25	0,6	10,92	81,87
<i>Ochthebius batesoni</i>	0	0,25	5,35	87,22
<i>Hydraena quechua</i>	0	0,25	3,73	90,95

Abund. prom.: Abundancia promedio. % Contrib.: Porcentaje de contribución. % Contrib. acum.: Porcentaje de contribución acumulado.

#### **Anexo 24.** Análisis SIMPER. Porcentaje de disimilitud entre lagunas, Refugio de Vida

Silvestre Los Pantanos de Villa.

<b>Especies</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Contrib. acum.</b>
<b>% Disimilitud = 92,29</b>	<b>L. Marvilla</b>	<b>L. Sur</b>		
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,13	1,72	26,67	26,67
<i>Enochrus</i> sp. 1	0,13	1,42	21,68	48,35
<i>Liodessus</i> sp.	1,72	0,13	18,7	67,05
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,13	0,79	12,01	79,05
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,18	0,43	8,15	87,2
<i>Desmopachria challeti</i>	0,28	0,13	3,49	90,69
<b>% Disimilitud = 85,96</b>	<b>L. Marvilla</b>	<b>L. Refugio</b>		
<i>Desmopachria challeti</i>	0,28	4,57	32,29	32,29
<i>Liodessus</i> sp.	1,72	3,59	18,36	50,65
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,18	1,66	13,64	64,29
<i>Rhantus</i> sp.	0,22	1,23	7,09	71,38
<i>Enochrus</i> sp. 1	0,13	1,07	5,89	77,27
<i>Ochthebius batesoni</i>	0	1,44	5,31	82,58
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,13	1,1	5,31	87,89
<i>Enochrus</i> sp. 2	0,13	1,08	4,89	92,78
<b>% Disimilitud = 85,71</b>	<b>L. Sur</b>	<b>L. Refugio</b>		
<i>Desmopachria challeti</i>	0,13	4,57	28,2	28,2
<i>Liodessus</i> sp.	0,13	3,59	15,65	43,85
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,43	1,66	10,25	54,09
<i>Tropisternus lateralis</i>	1,72	0,14	9,85	63,95
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,42	1,07	7,91	71,86
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,79	1,1	6,77	78,64

<b>Especies</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Contrib. acum.</b>
<i>Rhantus sp.</i>	0	1,23	5,82	84,46
<i>Ochthebius batesoni</i>	0,13	1,44	5,18	89,64
<i>Enochrus sp. 2</i>	0	1,08	4,3	93,94
<b>% Disimilitud = 89,39</b>	<b>L. Marvilla</b>	<b>L. Génesis</b>		
<i>Enochrus sp. 2</i>	0,13	1,88	22,65	22,65
<i>Liodessus sp.</i>	1,72	0,79	18,23	40,88
<i>Enochrus sp. 1</i>	0,13	1,22	17,81	58,69
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,13	1,3	15,54	74,22
<i>Desmopachria challeti</i>	0,28	0,6	7,73	81,95
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,18	0,52	7,71	89,66
<i>Celina sp.</i>	0	0,25	3,11	92,76
<b>% Disimilitud = 78,34</b>	<b>L. Sur</b>	<b>L. Génesis</b>		
<i>Enochrus sp. 2</i>	0	1,88	20,98	20,98
<i>Tropisternus lateralis</i>	1,72	0	17,45	38,43
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,79	1,3	15,54	53,97
<i>Enochrus sp. 1</i>	1,42	1,22	13,48	67,45
<i>Liodessus sp.</i>	0,13	0,79	8,91	76,36
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,43	0,52	7,39	83,75
<i>Desmopachria challeti</i>	0,13	0,6	6,38	90,13
<b>% Disimilitud = 73,14</b>	<b>L. Refugio</b>	<b>L. Génesis</b>		
<i>Desmopachria challeti</i>	4,57	0,6	25,75	25,75
<i>Liodessus sp.</i>	3,59	0,79	16,34	42,09
<i>Enochrus sp. 2</i>	1,08	1,88	11,09	53,17
<i>Megadytes marginithorax</i>	1,66	0,52	9,46	62,64
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,1	1,3	9,06	71,7
<i>Enochrus sp. 1</i>	1,07	1,22	8,01	79,71
<i>Rhantus sp.</i>	1,23	0	6,26	85,97
<i>Ochthebius batesoni</i>	1,44	0	5,44	91,41
<b>% Disimilitud = 94,61</b>	<b>L. Marvilla</b>	<b>L. Mayor</b>		
<i>Enochrus sp. 1</i>	0,13	3,69	42,07	42,07
<i>Liodessus sp.</i>	1,72	0,74	14,78	56,85
<i>Paracymus sp.</i>	0	2,22	12,09	68,94
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,13	2,35	11,8	80,74
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,13	0,99	7,65	88,39
<i>Enochrus sp. 2</i>	0,13	0,79	3,82	92,21
<b>% Disimilitud = 71,48</b>	<b>L. Sur</b>	<b>L. Mayor</b>		
<i>Enochrus sp. 1</i>	1,42	3,69	28,26	28,26
<i>Tropisternus lateralis</i>	1,72	0,99	19,32	47,59
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,79	2,35	17,37	64,95
<i>Paracymus sp.</i>	0,18	2,22	14,08	79,03
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,43	0	4,73	83,77
<i>Liodessus sp.</i>	0,13	0,74	4,7	88,46
<i>Enochrus sp. 2</i>	0	0,79	3,97	92,44

<b>Especies</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>Abund. prom.</b>	<b>% Contrib.</b>	<b>% Contrib. acum.</b>
<b>% Disimilitud = 85,48</b>	<b>L. Refugio</b>	<b>L. Mayor</b>		
<i>Desmopachria challeti</i>	4,57	0,34	23,1	23,1
<i>Liodessus</i> sp.	3,59	0,74	13,65	36,75
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,07	3,69	13,58	50,33
<i>Megadytes marginithorax</i>	1,66	0	10,06	60,39
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,1	2,35	8,98	69,37
<i>Paracymus</i> sp.	0,14	2,22	7,64	77,01
<i>Rhantus</i> sp.	1,23	0,22	5,37	82,38
<i>Enochrus</i> sp. 2	1,08	0,79	5,15	87,53
<i>Ochthebius batesoni</i>	1,44	0	4,37	91,91
<b>% Disimilitud = 72,24</b>	<b>L. Génesis</b>	<b>L. Mayor</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 2	1,88	0,79	18,29	18,29
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,22	3,69	18,14	36,43
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,3	2,35	18,02	54,45
<i>Paracymus</i> sp.	0,13	2,22	12,33	66,78
<i>Liodessus</i> sp.	0,79	0,74	9,7	76,48
<i>Tropisternus lateralis</i>	0	0,99	6,07	82,56
<i>Desmopachria challeti</i>	0,6	0,34	5,92	88,48
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,52	0	5,46	93,93
<b>% Disimilitud = 95,87</b>	<b>L. Marvilla</b>	<b>L. Delicias</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 1	0,13	2,7	32,09	32,09
<i>Liodessus</i> sp.	1,72	0,13	18,27	50,36
<i>Paracymus</i> sp.	0	1,5	16,61	66,97
<i>Enochrus</i> sp. 2	0,13	1,18	9,09	76,06
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,13	0,73	8,8	84,86
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,13	0,73	6,75	91,61
<b>% Disimilitud = 77,81</b>	<b>L. Sur</b>	<b>L. Delicias</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,42	2,7	29,04	29,04
<i>Tropisternus lateralis</i>	1,72	0,73	21,71	50,75
<i>Paracymus</i> sp.	0,18	1,5	14,97	65,72
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	0,79	0,73	12,76	78,47
<i>Enochrus</i> sp. 2	0	1,18	8,43	86,9
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,43	0	5,41	92,32
<b>% Disimilitud = 90,02</b>	<b>L. Refugio</b>	<b>L. Delicias</b>		
<i>Desmopachria challeti</i>	4,57	0	25,94	25,94
<i>Liodessus</i> sp.	3,59	0,13	14,19	40,13
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,07	2,7	12,3	52,43
<i>Megadytes marginithorax</i>	1,66	0	10,93	63,36
<i>Paracymus</i> sp.	0,14	1,5	7,07	70,42
<i>Enochrus</i> sp. 2	1,08	1,18	6,71	77,13
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,1	0,73	5,8	82,93
<i>Rhantus</i> sp.	1,23	0	5,25	88,18
<i>Ochthebius batesoni</i>	1,44	0,13	4,58	92,75

Especies	Abund. prom.	Abund. prom.	% Contrib.	% Contrib. acum.
<b>% Disimilitud = 77,63</b>	<b>L. Génesis</b>	<b>L. Delicias</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 1	1,22	2,7	22,15	22,15
<i>Enochrus</i> sp. 2	1,88	1,18	20,25	42,4
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	1,3	0,73	14,75	57,16
<i>Paracymus</i> sp.	0,13	1,5	12,26	69,42
<i>Liodessus</i> sp.	0,79	0,13	8,35	77,76
<i>Megadytes marginithorax</i>	0,52	0	6	83,77
<i>Desmopachria challeti</i>	0,6	0	5,97	89,74
<i>Tropisternus lateralis</i>	0	0,73	4,53	94,27
<b>% Disimilitud = 67,14</b>	<b>L. Mayor</b>	<b>L. Delicias</b>		
<i>Enochrus</i> sp. 1	3,69	2,7	34,91	34,91
<i>Paracymus</i> sp.	2,22	1,5	19,66	54,57
<i>Gymnochthebius peruvianus</i>	2,35	0,73	16,12	70,69
<i>Enochrus</i> sp. 2	0,79	1,18	10,24	80,93
<i>Tropisternus lateralis</i>	0,99	0,73	10,2	91,13

Abund. prom.: Abundancia promedio. % Contrib.: Porcentaje de contribución. % Contrib. acum.: Porcentaje de contribución acumulado.

**Anexo 25.** Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, julio 2017.

		O2	CE	T	pH	Turb
Riqueza	Rho de Spearman	0.065	-0.007	<b>0.449</b>	0.036	<b>-0.287</b>
	Valor p	0.842	0.982	0.144	0.912	0.365
Abundancia	Rho de Spearman	-0.053	0.128	<b>0.337</b>	-0.071	<b>-0.324</b>
	Valor p	0.869	0.691	0.284	0.826	0.304

**Anexo 26.** Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, setiembre 2017.

		O2	CE	T	pH	Turb
Riqueza	Rho de Spearman	-0.259	0.260	0.130	<b>-0.408</b>	<b>-0.370</b>
	Valor p	0.441	0.440	0.703	0.212	0.262
Abundancia	Rho de Spearman	-0.207	0.177	0.316	<b>-0.447</b>	<b>-0.437</b>
	Valor p	0.542	0.602	0.344	0.168	0.179

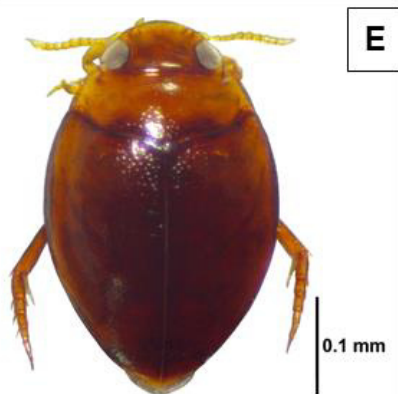
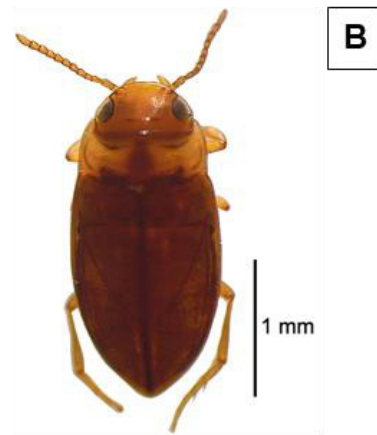
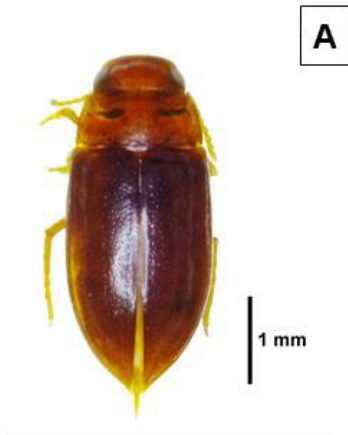
**Anexo 27.** Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, diciembre 2017.

		<i>O2</i>	<i>CE</i>	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>Turb</i>
<i>Riqueza</i>	<i>Rho de Spearman</i>	-0.011	<b>-0.470</b>	0.143	-0.303	<b>-0.374</b>
	<i>Valor p</i>	0.974	0.123	0.658	0.339	0.231
<i>Abundancia</i>	<i>Rho de Spearman</i>	-0.246	0.070	0.099	<b>-0.585</b>	<b>-0.556</b>
	<i>Valor p</i>	0.440	0.828	0.760	<b>0.046</b>	0.060

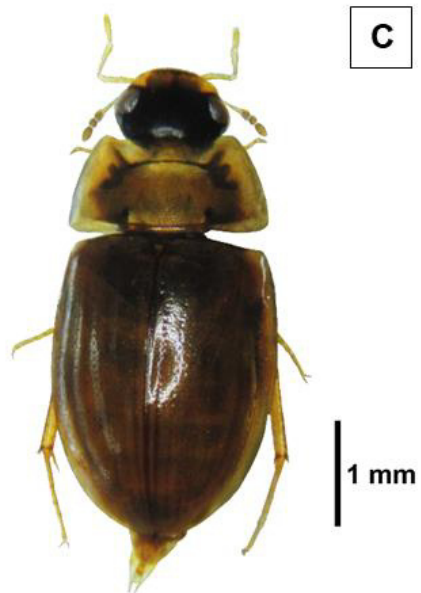
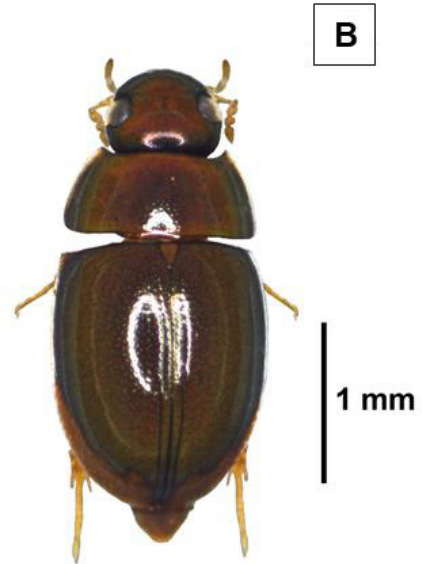
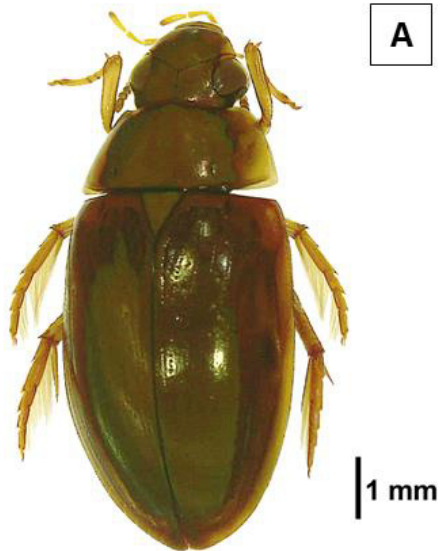
**Anexo 28.** Correlación de Spearman entre variables bióticas y abióticas, febrero 2018.

		<i>O2</i>	<i>CE</i>	<i>T</i>	<i>pH</i>	<i>Turb</i>
<i>Riqueza</i>	<i>Rho de Spearman</i>	0.104	<b>0.243</b>	0.209	0.071	<b>0.379</b>
	<i>Valor p</i>	0.748	0.447	0.514	0.825	0.224
<i>Abundancia</i>	<i>Rho de Spearman</i>	-0.032	<b>0.294</b>	0.007	<b>0.322</b>	0.259
	<i>Valor p</i>	0.923	0.354	0.983	0.308	0.416

**Anexo 29.** Especies de la familia Dytiscidae. (A) *Celina* sp., (B) *Liodes* sp., (C) *Rhantus* sp., (D) *Meridiorhantus calidus*, (E) *Desmopachria challeti*, (F) *Megadytes marginithorax*.



**Anexo 30.** Especies de la familia Hydrophilidae. (A) *Tropisternus lateralis*,  
(B) *Paracymus* sp., (C) *Enochrus* sp. 1, (D) *Enochrus* sp. 2





**Anexo 31.** Especies de la familia Hydraenidae. (A) *Gymnochthebius peruvianus*,  
(B) *Ochthebius batesoni*, (C) *Hydraena quechua*.

